

Hälsorelaterad miljöövervakning

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft 2009

**Mine Yazar
Anne-Sophie Merritt
Tom Bellander**



**Karolinska
Institutet**

Tack!

Ett stort tack till alla deltagare som medverkat i studien, utan er hjälp hade studien inte gått att genomföra! Tack till SLB-analys som gav oss möjlighet att använda referensplatserna på Wollmar Yxkullsgatan och Hornsgatan och för de halter vi använt för att jämföra våra egna mätningar med. Tack till personalen på Karolinska Institutet som låtit oss göra stationära mätningar i deras vardagsrum, till Anders Lundin, Sara Nilsson och Antonis Georgellis som varit delaktiga i studien och till Sven-Göran Eriksson och Tomas Lind för hjälpen med statistiken. Vi vill även rikta ett tack till våra medarbetare på andra institutioner som hjälpt oss såväl med analys som med frågor; Annika Hagenbjörk-Gustafsson, Kerstin Bergemalm-Rynell, Sandra Johannesson, Bo Strandberg, Margit Sundgren, Håkan Tinnerberg och Ulf Bergendorff.

Innehåll

Innehåll	2
1 Sammanfattning	4
2 Syfte.....	5
3 Bakgrund	5
1,3-butadien	5
Bensen	6
Formaldehyd.....	6
Kväveoxider och Kvävedioxid	7
PM _{2.5}	7
Polycykliska aromatiska kolväten	7
Sot.....	8
4 Metod	8
4.1 Urval och rekrytering	8
4.2 Personburna mätningar.....	10
4.3 Stationära inomhusmätningar.....	10
4.4 Stationära referensmätningar.....	11
4.5 Mätningar och mätmetod.....	11
1,3-butadien och bensen	11
Formaldehyd.....	12
Kväveoxider och kvävedioxid	12
PM _{2.5} , polycykliska aromatiska kolväten och sot	12
4.6 Statistisk metod	13
5 Resultat	14
5.1 Deltagarbakgrund.....	14
5.2 Mätresultat – Personburna mätningar.....	17
1,3-Butadien	17
Bensen	19
Formaldehyd.....	22
Kväveoxider	24
Kvävedioxid	26
Oexponerade provtagare (fältblanker).....	27
Variabilitet.....	28
5.3 Mätresultat – Stationära inomhusmätningar.....	29
PM _{2.5}	29
Polycykliska aromatiska kolväten	31
Sot.....	33
Oexponerade filter (fältblanker)	35
5.4 Mätresultat – Stationära referensmätningar.....	36
5.5 Samband - Personburna mätningar och stationära referensmätningar.....	39
5.6 Samband - Stationära inomhus- och referensmätningar.....	46
6 Diskussion	47
6.1 Personburna mätningar.....	47
1,3-butadien.....	47

Bensen	47
Formaldehyd	48
Kväveoxider	48
Kvävedioxid	49
Variabilitet.....	50
6.2 Stationära inomhusmätningar.....	50
PM _{2.5}	50
Polycykliska aromatiska kolväten	50
Sot.....	51
6.3 Stationära referensmätningar.....	51
1,3-butadien.....	51
Bensen	52
Formaldehyd.....	52
Kväveoxider	53
Kvävedioxid	53
PM _{2.5}	54
Polycykliska aromatiska kolväten	54
Sot.....	55
6.4 Samband – Personburna mätningar och stationära referensmätningar.....	55
6.5 Samband - Stationära inomhus- och referensmätningar.....	56
7 Slutsatser.....	56
Metodutveckling.....	58
Referenser.....	59
Bilaga 1.....	64
Bilaga 2.....	65
Bilaga 3.....	69
Bilaga 4.....	70
Bilaga 5.....	75
Bilaga 6.....	76
Bilaga 7.....	85
Bilaga 8.....	88

1 Sammanfattning

Cancerframkallande ämnen i tätortsluft är en studie som utförs på uppdrag av Naturvårdsverket. Projektet utförs i fem städer i Sverige (Stockholm, Göteborg, Malmö, Umeå och Lindesberg) och återkommer till samma stad ungefär vart femte år. Studien genomfördes första gången i Stockholm 2002 och nu senast hösten 2009. Syftet är att undersöka allmänbefolkningens exponering för 1,3-butadien, bensen, formaldehyd och kvävedioxid samt PM_{2.5} och ett antal polycykliska aromatiska kolväten (PAH), däribland bens(a)pyren. I studien 2009 i Stockholm gjordes även ett tillägg med analys av kväveoxider och sot. Resultaten används främst för att utvärdera miljö kvalitetsmålet "Frisk luft" och som underlag för en förbättrad riskvärdering hos allmänbefolkningen. De ämnen som ingår i studien är vanliga i tätortsluft och kan ge olika symtom i luftvägar, ögon och slemhinnor, ge upphov till hjärt- kärlsjukdom samt vara cancerframkallande i höga koncentrationer.

Fyrtio deltagare rekryterades slumpmässigt till studien för personburna mätningar under en vecka varav 20 utförde en upprepade mätning några veckor senare. Parallellt med de personburna mätningarna gjordes stationära mätningar vid två referensplatser, urban bakgrund (taknivå, Wollmar Yxkullsgatan) och vid trafikerad gata (Hornsgatan). Partikelmätningar gjordes med pump i 20 av deltagarnas vardagsrum under två dygn och även samtidigt vid den urbana bakgrundsplatsen. Av deltagarna var 21 män och 19 kvinnor. Hälften bodde i Stockholms innerstad och hälften utanför innerstaden. Medelåldern var 38 år och fem av deltagarna var rökare. Större delen av deltagarnas tid (89 procent i mätomgång ett) tillbringades i olika inomhusmiljöer.

För samtliga ämnen som ingick i studien var halterna högre vid trafikerad gata än vid urban bakgrund. Kväveoxider och kvävedioxid samt 1,3-butadien och bensen samvarierade vid bägge referensplatser. Kväveoxider och kvävedioxid samvarierade även mellan referensplatserna. Det fanns ett statistiskt säkerställt samband mellan PM_{2.5} och sot samt mellan PM_{2.5} och bens(a)pyren i den urbana bakgrunden. Bens(a)pyren korrelerade även med sot i urban bakgrund.

Halter av 1,3-butadien var statistiskt säkerställt högre för rökare jämfört med icke-rökare. Formaldehydhalterna var lägre hos de deltagare som bodde i innerstaden, jämfört med dem som bodde utanför innerstaden. Det fanns även en signifikant skillnad mellan deltagare med och utan gasspis i hemmet, där de med gasspis hade högre halter av kväveoxider och kvävedioxid.

Halterna för de personburna mätningarna av kväveoxider samvarierade statistiskt säkert med de uppmätta halterna i urban bakgrund. Inga andra ämnen som mättes personburet uppvisade något samband med referensplatsmätningarna. Det fanns inget samband mellan partiklarna som mättes inomhus hos deltagarna och utomhus på referensplatsen i urban bakgrund. Däremot fanns ett signifikant samband mellan inom- och utomhushalterna av bens(a)pyren.

Halterna för de personburna mätningarna hade minskat mellan år 2002 (då studien tidigare utförts i Stockholm) och 2009 för samtliga ämnen som undersöktes i studien. Vid bägge referensplatserna var halterna i samma nivå eller lägre för 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kvävedioxid och bens(a)pyren, förutom för formaldehyd vid trafikerad gata där det skett en ökning.

2 Syfte

Syftet med projektet *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft* är att undersöka hur allmänbefolkningen exponeras för ett antal cancerframkallande ämnen som är vanligt förekommande i vår omgivningsluft. Avsikten är även att studera huruvida individers levnadssätt och aktiviteter har betydelse för den exponering individen utsätts för i sin vardag. Resultatet jämförs även med bakgrundsmätningar i syfte att undersöka om halterna korrelerar med varandra och huruvida bakgrundsmätningar är representativa för att beskriva allmänbefolkningens exponering.

Resultaten av studien används i syfte att utvärdera miljö kvalitetsmålet "Frisk luft" och avsikten är att studien ska ge underlag till en förbättrad riskvärdering av allmänbefolkningens exponering. Jämförelser med tidigare års mätresultat görs för att se skillnader över tid och mellan de olika städerna som ingår i projektet. Avsikten är även att undersöka tidstrender mellan de två mättillfällen (år 2002 och år 2009) då studien utförts i Stockholm.

3 Bakgrund

Projektet *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft* finansieras av Naturvårdsverket och är en del inom programområdet Hälsorelaterad miljöövervakning. Resultaten från projektet används bland annat för att utvärdera arbetet med miljö kvalitetsmålet "Frisk luft". Inom målet eftersträvar man att uppnå en luftkvalitet som inte är skadlig för människa, djur, växter eller kulturvärden. Inom miljö kvalitetsmålet finns delmål med utsläppsgränser som ämnas uppnås inom olika tidsperioder, till exempel delmål för kvävedioxid (NO_2), partiklar och bens(a)pyren (Naturvårdsverket 2009). Projektet utförs i fem städer i Sverige; Stockholm, Göteborg, Malmö, Umeå och Lindesberg. Stockholm är den största av de städer som är med i studien och har störst likheter med storstäderna Göteborg och Malmö. Stockholms stad är dock den enda staden som har vägtullar in i innerstaden som ska bidra till mindre trafik och på så sätt minska föroreningshalterna i innerstadsluften. I Stockholms stad är inte vedeldning, som påverkar fler av föroreningarnas halter, lika stor bidragande faktor som i till exempel Umeå eller Lindesberg.

Sverige har som medlem i den Europeiska Unionen tagit del av och implementerat lagstiftning gällande luftkvaliteten i unionen. Lagstiftningen består av ett ramdirektiv (Europaparlamentets och rådets direktiv 1996/62/EG) med de grundläggande bestämmelserna och fyra dotterdirektiv (1999/30/EG, 2000/69/EG, 2002/3/EG samt 2004/107/EG) med detaljerade regler kring luftkvalitet och luftföroreningar (Naturvårdsverket 2006). Samtliga av dessa har implementerats i svensk lagstiftning idag, Miljöbalken (1998:808) 5 kapitlet samt förordning (2001:527) om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft.

De ämnen som valts ut för närmare studier i projektet är 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kvävedioxid samt $\text{PM}_{2.5}$ och ett antal polycykliska aromatiska kolväten (PAH). I denna studie som påbörjades i Stockholm under hösten 2009, gjordes ett tillägg med analys av kväveoxider (NO_x) och sot.

1,3-butadien

1,3-butadien används industriellt för att framställa gummi och plaster. Det förekommer även som en restprodukt vid vedeldning (Gustafson et al. 2007), i bilavgaser samt i cigarettök (Kim et al. 2001, Victorin 1998). Halterna av 1,3-butadien har sjunkit i omgivningsluften och

det beror troligtvis på införandet av katalysatorer för rening av fordonsavgaser (Finnberg et al. 2004).

Det har påvisats samband mellan 1,3-butadienexponering och cancer, främst leukemi, och International Agency for Research on Cancer (IARC) har placerat 1,3-butadien i grupp 1, *carcinogen hos människa* (IARC 1). Institutet för miljömedicin bedömde år 2004 att ett rimligt riktvärde för 1,3-butadien är 0,2-1,0 µg/m³ luft (långtidsmedelvärde) (Finnberg et al. 2004).

Bensen

Bensen är en vanligt förekommande luftförorening i tätorter och avges till luften främst från bilavgaser och bensenångor (Horton et al. 2006, Victorin 1998). Andelen bensen i bensen har minskat under åren, den genomsnittliga procentandelen bensen i bensen var 2,6 1995 (Naturvårdsverket 2002) och hade minskat till 0,7 år 2008 (SPI 2010). Den tillåtna procentandelen bensen i bensen är 1,0 procent (Lag (2001:1080)). Bensen kan även bildas sekundärt och kan finnas i högre halter i avgaserna än i förhållande till procentandelen bensen som finns i bensen (Bruehlmann et al. 2005, Bruehlmann et al. 2007). Även vedeldning (Gustafson et al. 2007) och rökning påverkar bensenexponeringen (Irigaray et al. 2007, Kim et al. 2001). Bensen och 1,3-butadien korrelerar vanligtvis i mätningar av luftföroreningar, men bensenhalterna kan bli högre än 1,3-butadien vid vedeldning.

IARC har klassificerat bensen i grupp 1, *carcinogen hos människa*, och liksom för 1,3-butadien är den vanligaste cancertypen leukemi (IARC 2). I förordning (2001:527) om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft har bensen från och med januari innevarande år (2010) ett gränsvärde på 5 µg/m³ luft under ett kalenderår (årsmedelvärde). Institutet för miljömedicin rekommenderar en lågrisknivå på 1,3 µg/m³ (Fransson-Steen et al. 1994). Regeringens generationsmål för bensen är 1 µg/m³ luft som årsmedelvärde (Naturvårdsverket 2007).

Formaldehyd

Formaldehyd är en luftförorening som har många exponeringskällor. Inom industrin är formaldehyd vanligt i byggmaterial och möbler, i form av fenolharts samt inom cementindustrin. Formaldehyd används även i bland annat textilier, vattenbaserade färger och gummi (IARC 3, Naturvårdsverket 2004). Allmänbefolkningen exponeras genom emissioner från sådana material och emissionerna minskar över tid (Kemi 2010). Exponering för formaldehyd sker även via bilavgaser, cigarettök och matlagning (Naturvårdsverket 2004, Naturvårdsverket 2007) och studier har även visat att emissioner av formaldehyd är högre i etanolbränslen än i vanlig bensen (Williams et al. 2003, Winebrake et al. 2000, Winebrake et al. 2001). Fordon driva på alternativa bränslen, bland annat etanol, har dessutom ökat i Stockholms innerstad (Transportsstyrelsen 2010). Formaldehyd är dock till stor del ett inomhusmiljöproblem (Gustafson et al. 2007).

Exponeringen kan ge upphov till irritation i ögon och luftvägar (Naturvårdsverket 2004). IARC har klassificerat formaldehyd i grupp 1, *carcinogen hos människa*, och cancertyper relaterade till formaldehydexponering är cancer i de övre luftvägarna, bihålor och svalg samt leukemi (IARC 3). Institutet för miljömedicin rekommenderade 1998 en lågrisknivå för formaldehyd, 12-60 µg/m³ (Victorin 1998). Regeringens generationsmål för formaldehyd är 10 µg/m³ luft som timmedelvärde (Naturvårdsverket 2007).

Kväveoxider och Kvävedioxid

Kväveoxider och kvävedioxid är luftföroreningar som bildas vid all typ av förbränning och beror huvudsakligen på utsläpp av trafikavgaser, från industri och energiproduktion samt att kvävedioxidhalten även påverkas av fotokemiska reaktioner med ozon (Naturvårdsverket 2005, Naturvårdsverket 2009). Kväveoxider och kvävedioxid är även ämnen med inomhuskällor, såsom gasspisar och eldning i öppen spis (Diette et al. 2008, Levy et al. 1998). Under 2000-talet har kväveoxidhalterna i Stockholm sjunkit, medan andelen kvävedioxid av den totala halten kväveoxider har ökat. Anledningen till att kväveoxidhalterna minskat beror till stor del på katalytisk rening av bilavgaser (Naturvårdsverket 2007).

Hälsoeffekterna av kväveoxider och kvävedioxid är fortfarande osäkra, men troligtvis finns det samband mellan höga halter kvävedioxid och bland annat försämrad lungfunktion och förvärrade astmasymtom, främst hos känsliga grupper (Diette et al. 2008). Gränsvärdet för kväveoxider och kvävedioxid står i samma paragraf i lagtexten men är utformat för kvävedioxid, 90 µg/m³ timmedelvärde, 60 µg/m³ dygnsmedelvärde och 40 µg/m³ årsmedelvärde (Förordning 2001:527). Det finns delmål inom miljökvalitetsmålet ”Frisk luft” gällande kvävedioxid, 60 µg/m³ timmedelvärde och 20 µg/m³ årsmedelvärde. Dessa är lägre än nuvarande gränsvärden och ska vara uppfyllda innevarande år (2010). Delmålet ansågs år 2009 mycket svårt att nå då timmedelvärdet för kvävedioxid överskreds i gatumiljö i samtliga kommuner där man utfört helårsmätningar (Naturvårdsverket 2009).

PM_{2.5}

PM_{2.5} är en fraktion av partiklar vars koncentrationer i luften huvudsakligen beror på fordonsavgaser och lufttransport från andra delar av Europa (Naturvårdsverket 2007). PM_{2.5} har även naturliga exponeringskällor, såsom sporer, pollen och husdjur, som påverkar halterna. Individer exponeras även vid matlagning, vedeldning, dammsugning (Diette et al. 2008) och tända ljus (Sørensen et al. 2005). Rökning är även en stor källa för PM_{2.5} (Diette et al. 2008).

De hälsoeffekter som kan uppstå vid exponering av PM_{2.5} är hjärt- och kärlsjukdomar (Naturvårdsverket 2007, Pollichetti et al. 2009). Hos känsliga grupper, däribland astmatiker, kan även besvär i luftvägar och försämrad lungfunktion samt ökad medicinering vara en följd av exponering (Diette et al. 2008, Naturvårdsverket 2007). Tidigare har det inte funnits gränsvärden för PM_{2.5}, dock antogs år 2008 ett EU-direktiv där gränsvärdet var 25 µg/m³ (årsmedelvärde) vilket ska vara uppnått år 2015. Fram till dess ska halterna av PM_{2.5} ha sjunkit med en viss procentandel varje år baserat på de nuvarande halterna. År 2020 ska gränsvärdet 20 µg/m³ (årsmedelvärde) vara uppnått (Direktiv 2008/50/EG). I miljökvalitetsmålet ”Frisk luft” finns delmålet 20 µg/m³ (dygnsmedelvärde) som ska vara uppfyllt innevarande år (2010). Detta delmål överskreds för närvarande i Stockholm (Naturvårdsverket 2009).

Polycykliska aromatiska kolväten

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) bildas vid ofullständig förbränning. Tyngre PAH:er med fyra eller fler bensenringar, till exempel bens(a)pyren, binds till partiklar och den typen av PAH:er påverkas även av lufttransport från andra länder (Han & Naeher 2006, Naturvårdsverket 2007). De främsta källorna i utomhusluft är trafikavgaser, vedeldning samt el och värmeproduktion (Gustafson et al. 2008, Naturvårdsverket 2007). Exponering för PAH:er kan även ske i inomhusmiljöer då PAH:er till exempel finns i cigaretttrök (Han & Naeher 2006) och bildas vid matlagning, främst vid stekning av mat (Chiang et al. 1999, Zhu & Wang 2003). Studier har även visat att halterna av PAH:er är högre i utomhusluft men att

halterna kan öka inomhus vid vedeldning (Gustafson et al. 2008, Jędrychowski et al. 2007, Li & Ro 2000). Samband mellan inom- och utomhushalter för vissa PAH:er har även visats i studier (Jędrychowski et al. 2007, Kingham et al. 2000, Naumova et al. 2002). Bens(a)pyren är den mest studerade av PAH:erna och används som indikator för PAH:er i luften (Direktiv 2004/107/EG).

Exponering för bens(a)pyren kan vara cancerframkallande och IARC har placerat bens(a)pyren i grupp 1, *carcinogen hos människa* (IARC 6). Lungcancer, urinblåsecancer och hudcancer är exempel på cancertyper som kan orsakas av exponering (Naturvårdsverket 2007). I Stockholm har halterna av bens(a)pyren minskat och detta beror till stor del på katalytisk rening av avgaser och renare bränslen (Naturvårdsverket 2007). Målvärdet för bens(a)pyren är 1,0 ng/m³ och ska vara uppnått år 2012 (Direktiv 2004/107/EG). Institutet för miljömedicin har rekommenderat en lågrisknivå på 0,1 ng/m³ (Boström et al. 2002).

Sot

Sot är en restprodukt som uppstår vid förbränning av organiskt material, som exempelvis i bensinmotorer, vid energiframställning och vedeldning. Sot består av så kallade ultrafina partiklar med partikelmått under 1µm (Naturvårdsverket 2007) och kan innehålla olika halter av kol och ha olika sammansättning beroende på ursprungskällan (Watson et al. 2001). Källor för sotpartiklar i tätorter är främst lokala, såsom utsläpp från biltrafik och vedeldning (SLB 2007) och sot korrelerar ofta med kväveoxider vilket också påvisar sambandet mellan sothalter och trafik (Naturvårdsverket 2007). Inomhus avges även sotpartiklar från tända ljus och det har påvisats samband mellan den tid ljus varit tända och halter av sot (Sørensen et al. 2005). Dock har studier visat att sothalter inomhus har en högre korrelation med sothalter i utomhusluften, än med källor inomhus (Götschi et al. 2002).

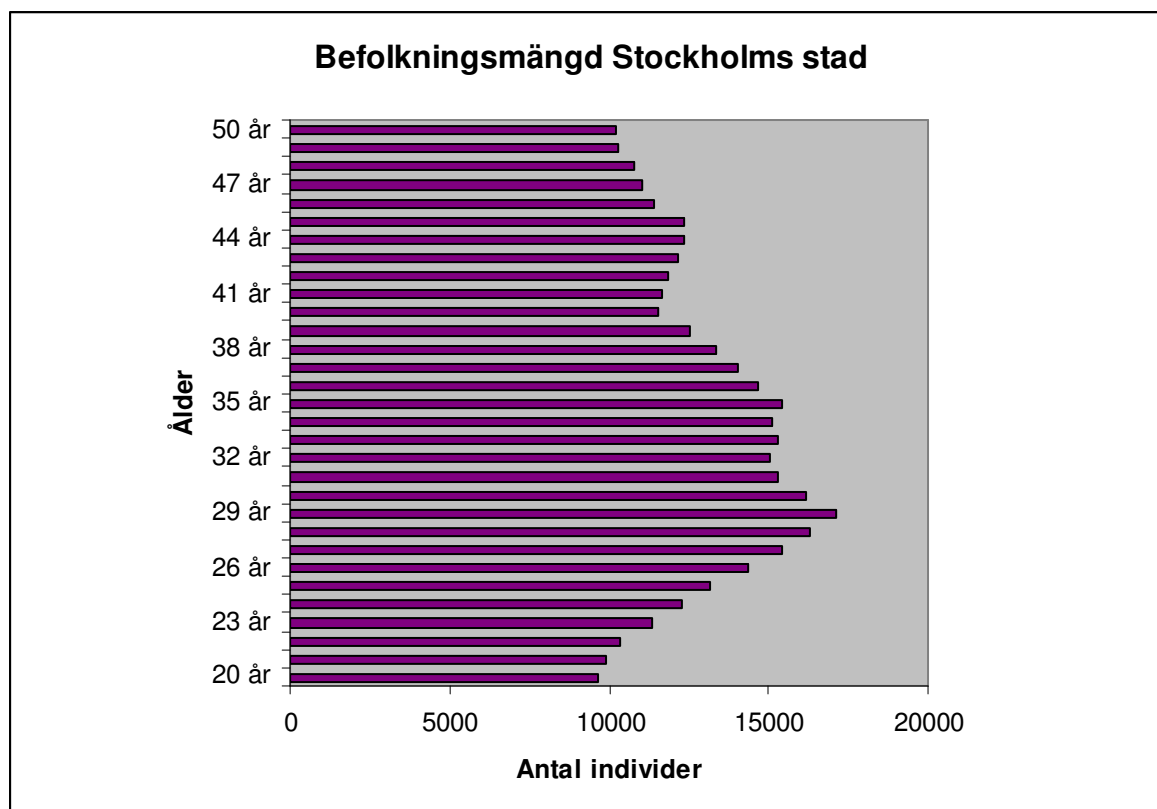
Kända hälsoeffekter som kan uppstå på grund av sot är främst hjärt- och kärlsjukdomar och även dödsfall till följd av dessa sjukdomar (Adar & Kaufman 2007, Brunekreef et al. 2009, Hoek et al. 2002). IARC har placerat sot i grupp 1, *carcinogen hos människa*, då flera epidemiologiska studier har påvisat samband mellan sot och olika typer av cancer (IARC 4, IARC 5).

4 Metod

4.1 Urval och rekrytering

Rekrytering av deltagare påbörjades i augusti 2009 genom att 559 personer slumpades fram ur SPAR (Statens personadressregister). Urvalet bestod av personer mellan 20 och 50 år, folkbokförda i Stockholms stad. (bilaga 1) År 2009 var befolkningens mängden i Stockholms stad för denna åldersgrupp 402 451 invånare, se figur 1 (SCB, 2010). För studiens genomförande krävdes totalt 40 deltagare varav 20 personer skulle delta två mätveckor. Deltagarna kontaktades via ett brev och medföljande svarsblankett. (bilaga 2) I brevet fanns information om studien och vad deltagandet skulle innebära och på svarsblanketten kunde personerna ange om de var intresserade av att delta en mätvecka, två mätveckor eller avböjde deltagande och anledning till detta (frivilligt). De mätveckor som valts ut för studien, nio mätveckor mellan den 28 september och den 11 december, fanns angivna i brevet och personer som valde att delta kunde på svarsblanketten fylla i någon eller några mätveckor som inte passade för deltagande. Inför studiestart tidigarelades mätveckorna så att perioden var nio mätveckor från den 22 september till den 3 december. Utskicken gjordes i tre omgångar. I det första utskicket kontaktades de 40 första personerna på den slumpade urvalslistan med ett brevutskick. Ungefär en vecka efter att brevet nått adressaten kontaktades de som inte svarat

på förfrågan via telefon. I det andra utskicket kontaktades följande 31 personer på listan och i det tredje utskicket ytterligare 20 personer på samma sätt som tidigare. Ett brev med en påminnelse om studien skickades även ut till personer som inte varit kontaktbara från utskick ett och två, samtidigt som det tredje utskicket gjordes.



Figur 1: Befolkningsmängd i Stockholmsstad, 20-50 år. Varje stapel representerar antalet individer inom den specifika åldersgruppen. n=402 451

Totalt skickades 101 förfrågningar ut via brev. Av dessa 101 uteslöts nio personer på grund av att de inte längre var bosatta i Stockholms stad (2) eller i Sverige (1), inte förstod svenska (1) eller att telefonnummer och/eller adress inte hörde till personen och där det inte kunde säkerställas att personen bodde i Stockholms stad eller att informationen kommit fram (5). Ingen blev utesluten på grund av någon form av exponering, till exempel rökning eller yrkesexponering. Kvarvarande möjliga deltagare var således 92 personer. Av dessa 92 utskicka inkom 66 svar, 24 tackade nej till deltagande och 42 tackade ja till deltagande. Svarsfrekvensen för deltagande var 46 procent och svarsfrekvensen totalt var 72 procent. En av de deltagare som tackat ja till deltagande och bokade mätvecka visade sig ej vara kontaktbar vid tiden för deltagandet och ersattes med en annan deltagare som tackat ja när kvoten redan var fylld och därmed stod som förste reserv. En person som tackat ja till studien gjorde detta efter studiens slut. Av de deltagare som tackat ja till att delta i studien rekryterades 20 till deltagande en mätvecka och 20 till deltagande i två veckor. Det var dock större efterfrågan på att delta två veckor än vad som var nödvändigt för studien. Fördelningen av deltagarna över Stockholms stad finns i bilaga 1.

Svar kunde lämnas via svarsblanketten, telefonsamtal eller e-post. De som var intresserade av att delta två mätveckor bokades med inte mindre än två veckors mellanrum mellan mätveckorna. När mätvecka bokades tillfrågades deltagaren om han eller hon skulle vara bortrest från kommunen mer än tre dagar. Om detta var fallet valdes annan mätvecka för att

motsvara en så representativ exponering som möjligt. Under samtalet tillfrågades även deltagaren om han eller hon kunde tänka sig att utöver de passiva mätarna ha en stationär mätning med pump i sitt vardagsrum under två dygn. Denna förfrågan, som gjordes med viss hänsyn tagen till bostadsadress (geografisk spridning), fortsatte till och med det att 12 personer hade tackat ja. En stationär mätning tillkom under studiens gång på grund av önskemål från en av deltagarna som ansåg sig blivit lovad detta. För övriga stationära mätningar rekryterades åtta frivilliga ur personalen, dels på grund av logistiska skäl, dels för att möjliggöra ett antal dubbelprover för metodkontroll. Sammanlagt gjordes således 21 stationära mätningar med pump.

Efter att studien avslutats gjordes ett brevutskick till de personer som tillfrågats om deltagande i studien men inte svarat på förfrågan via svarsblankett eller e-post och som inte varit nåbara via telefon (27 personer). I detta utskick ingick ett brev som förklarade studien och en svarsblankett där personen kunde ange anledning till att han eller hon inte ville delta i studien. (bilaga 3) De vanligaste anledningarna som angavs (nio svar) var att personen inte var intresserad, förhinder på grund av arbetsuppgifter, att mätveckorna inte fungerade för personen och planerad utlandsvistelse under studien. För övriga 18 finns ingen ytterligare information.

4.2 Personburna mätningar

Deltagarna bar tre olika passiva mätare i ett mätbälte runt halsen, nära andningszonen. Ämnena vars exponering mättes var 1,3-butadien och bensen (mättes med samma mätare), formaldehyd samt kväveoxider och kvävedioxid (mättes med samma mätare). Halsbandet gick att justera för att lättare få av och på, men deltagarna informerades om att mätarna skulle sitta så nära andningszonen som möjligt under mätveckan. Av de 40 deltagarna fick 18 av dem bära dubbla provtagare för 1,3-butadien och bensen under en av sina mätveckor för metodutvärdering. Mellan sju och åtta deltagare startades upp varje mätvecka och en mätvecka pågick från en veckodag till samma veckodag veckan efter, till exempel måndag till måndag, tisdag till tisdag och så vidare. Ingen av mätveckorna startades på en fredag. En vecka innan mätningen startades kontaktades deltagarna för att boka en mer specifik tid under dagen då mätningen skulle starta. Deltagarna möttes av logistiska skäl huvudsakligen upp på sina arbetsplatser som oftast var belägna i Stockholms innerstad. I de fall då det inte fungerade eller om stationär mätning skulle utföras i deras hem, startades deltagarna upp i hemmet. I några fall startades deltagarna på en allmän plats, till exempel vid en tunnelbanestation. Mätningen fortgick i sju dygn och avslutades i möjligaste mån vid samma tidpunkt veckan efter. När deltagarna startades upp delades även information om studien ut, ett samtycke samlades in och deltagaren fick en enkät och en dagbok att fylla i under mätveckan. I enkäten ingick allmänna frågor angående till exempel ålder, boendeform och yrkesinriktning. Dagboken fylldes i av deltagaren varje dygn och var utformad på så sätt att deltagaren fick fylla i hur mycket tid som han eller hon ägnat åt olika aktiviteter som fanns angivna i dagboken, till exempel hur mycket tid deltagaren tillbringat utomhus i trafik, inomhus i bostäder eller utomhus i rekreationssyfte. (bilaga 4)

4.3 Stationära inomhusmätningar

De stationära mätningarna inomhus, som pågick under två dygn, utfördes med stationär pump (Gilian GilAir) med filter på vilket PM_{2.5} samt ett antal PAH:er och sot analyserades. Pumpen placerades i deltagarnas vardagsrum så centralt i rummet som möjligt. Totalt 13 deltagare hade stationära mätningar i sina hem. Vid ett tillfälle stannade pumpen under mätperioden och filtret kunde därmed inte analyseras. Pumptrustningen ställdes ut hos deltagarna den första dagen på mätveckan alternativt två dygn innan den sista dagen på mätveckan. Detta för att

starten av mätningen skulle sammanfalla med starten av de passiva mätarna eller att avstängningen av pumpen skulle sammanfalla med avslutet av de passiva mätarna. På så vis behövde varken personalen eller deltagaren avsätta mer tid än nödvändigt. De deltagare som hade stationär mätning fick ytterligare en dagbok utöver den som delats ut i samband med de passiva mätarna. Dagboken innehöll ett fåtal frågor som specifikt omfattade de två dygnen då pumpmätningen pågick. (bilaga 5)

De åtta resterande mätningarna genomfördes hemma hos personal rekryterad från Karolinska Institutet, Arbets- och miljömedicin i Stockholm. Mätningarna genomfördes på samma sätt som för deltagarna. Vid tre av de åtta stationära mätningarna användes två pumpar parallellt för att ta dubbelprover i syfte att utvärdera metoden. Tanken var att inkludera fler dubbelprover, men det visade sig vara logistiskt ogenomförbart då det enbart fanns tillgång till två pumpar.

4.4 Stationära referensmätningar

För studien valdes två referensplatser ut, en plats motsvarade urban bakgrund och en plats vid en högt trafikbelastad väg. Som referensplats för urban bakgrund valdes hustaket på Wollmar Yxkullsgatan 25 (Maria Beroendecentrum) och som referensplats för trafikerad gata valdes Hornsgatan 106. Båda platser används av Stockholms stads miljöförvaltning för mätning av luftföroreningar. Likadana passiva mätare för 1,3-butadien, bensen, formaldehyd samt kväveoxider och kvävedioxid som deltagarna tilldelats användes på bägge referensplatser. Mätningen på referensplatserna startades och avslutades samma dag som de pågående mätveckorna för deltagarna. Under en av mätveckorna togs dubbelprover på bägge stationära platser av 1,3-butadien och bensen för metodutvärdering.

På taket på Wollmar Yxkullsgatan 25 placerades, utöver de passiva provtagarna, även en utomhuspump för referensprovtagning av PM_{2,5}, ett antal PAH:er och sot. Pumpen (EPA WINS, BGI) på referensplatsen ställdes in med timer och gick samtidigt under de två dygn då de stationära mätningarna pågick inomhus.

4.5 Mätningar och mätmetod

1,3-butadien och bensen

Provtagningen av både 1,3-butadien och bensen utfördes med en passiv mätare, Perkin-Elmer-rör. Absorbenten som användes var Carbopack X som rekommenderas när mätning av de båda ämnena ska utföras i samma mätare (Sunesson et al. 2004). Mätningen startades genom att en av de förslutande muttrarna på Perkin-Elmer-röret byttes ut mot en Perkin-Elmer diffusionscap och avslutades med att den förslutande muttern åter placerades på rörets öppna sida. Innan och efter provtagningen förvarades rören i rumstemperatur och skickades inom två veckor till laboratorium för analys.

Analys av diffusionsprovtagarna utfördes av Fenix Environmental i Umeå. De exponerade provtagarna genomgick termisk desorption och analyserades med gaskromatograf kopplad till en masspektrometer med selected ion monitoring (SIM) mode. Detektionsgränsen för 1,3-butadien och bensen är vid 7 dygns mätning 0,01 µg/m³ för 1,3-butadien och 0,05 µg/m³ för bensen. Fältsblanker analyserades och resultaten korrigerades efter dessa. För att utvärdera metoden analyserades 20 parallella provtagare (18 från deltagare och två från referensplatserna) av Arbets- och miljömedicin i Göteborg. Dessa resultat redovisas inte i denna rapport.

Formaldehyd

Provtagningen av formaldehyd utfördes med provtagningsplattan Ume-x. Inne i provtagaren finns en polypropenplatta som behandlats med reagenset dinitrofenylhydrazin (DNHP) och är försedd med ett filter (Naturvårdsverket 2008). En del av filtret fungerar som en inbyggd fältblank och exponeras inte för luft, medan den andra delen av filtret exponeras. Provtagningen startas genom att skjuta ned den skyddande luckan som finns på provtagaren och avslutas genom att skjuta upp den när provtagningen är avslutad. Innan och efter provtagningen förvarades provtagarna i frys och skickades för analys inom två veckor.

Även analyserna av Ume-x-provtagarna utfördes av Fenix Environmental i Umeå. När aldehyderna reagerar med DNHP inne i provtagaren bildas hydrazoneer och dessa analyseras sedan med en vätskekromatograf. Detektionsgränsen för formaldehyd är $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid en veckas provtagning.

Kväveoxider och kvävedioxid

Provtagningen av kväveoxider och kvävedioxid utfördes med Ogawas diffusionsprovtagare. Provtagaren är cylindrisk och innehåller två små vadderade dynor som sitter fast inne i cylindern och det är dynorna som har den insamlade funktionen vid exponering (Ogawausa 2009). Den absorbent som användes vid provtagningen i denna studie var trietanolamin. Provtagarna levererades i individuella zippåsar och startade direkt när zippåsen öppnades. Provtagningen avslutades sedan genom att placera provtagaren i sin påse och pressa ut all luft innan den återförlöts. Innan och efter provtagning förvarades provtagarna i kyl. Provtagarna skickades för analys inom två till tre veckor.

Analyserna av Ogawas diffusionsprovtagare utfördes av Yrkes- och miljömedicin vid Umeå Universitet. Provet extraherades med 5 ml MQ-vatten och filtrerades genom ett 13 mm sprutfilter. Det extraherade provet analyserades sedan i en jonkromatograf med konduktivitetsdetektor. Upptagsfaktorn för provtagaren är $8,60 \text{ ml}/\text{min}$ vilket ger en detektionsgräns för kvävedioxid på $0,082 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid 7 dygns mätning (Hagenbjörk-Gustafsson et al. 2010).

PM_{2,5}, polycykliska aromatiska kolväten och sot

De stationära mätningarna som gjordes i deltagarnas vardagsrum utfördes med Gilian GilAir högflödespump med cyklon och teflonfilter, Pall Teflo 37 mm, med $2 \mu\text{m}$ porstorlek. Provtagningen pågick under två dygn och med ett flöde av 4 liter per minut. Flödesmätning gjordes både vid start och avslut av provtagningen. De stationära mätningarna på referensplatsen utfördes med en impakator, PQ100 Basel PM_{2,5} sampler (EPA WINS, BGI) och med teflonfilter, Pall Teflo 47 mm, med $2 \mu\text{m}$ porstorlek. Flödet var $16,7 \text{ liter per minut}$. Provtagningen pågick 48 timmar per mätomgång.

Analysen utfördes av Arbets- och miljömedicin i Göteborg. Masskoncentrationen av PM_{2,5} bestämdes gravimetriskt (Mettler ToledoMX5), vilket är en särskild typ av vägning av filtret. Vid 48 timmars provtagning är detektionsgränsen för PM_{2,5} $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ISO/CD 15767). Efter att masskoncentrationen av PM_{2,5} fastställts analyserades filtren med avseende på innehållet av polycykliska aromatiska kolväten, PAH. Efter att provet extraherats i SONICA Ultrasonic extraktor användes en högupplösande gaskromatograf som var kopplad till en lågupplösande masspektrometer med selective ion recording (SIR) mode för analys och detektion av PAH i filtren. Detektionsgränsen för PAH var för provtagningen på referensplatsen $1 \text{ pg}/\text{m}^3$ och för provtagningen i deltagarnas vardagsrum $5 \text{ pg}/\text{m}^3$ (Johannesson et al. 2008). Blanker analyserades parallellt med exponerade filter och resultaten korregerades efter dessa.

Analys av sot för de stationära mätningarna inomhus och utomhus var ett tillägg som gjordes i Stockholm år 2009. Sot analyserades med avseende på svärtningsgrad med optisk transmissiometer (Aethalometer® SootScan™ Model OT21 Optical Transmissometer, Dual-wavelength Optical Transmissometer Data Acquisition System). Det finns ingen detektionsgräns för sot utan filtren analyseras relativt till ett referensfilter och metoden har en känslighet på $\pm 0,050 \mu\text{g BC/m}^3$. Koncentrationerna beräknas med en korrektionsfaktor, sigma, och i detta fall enligt standarden "Mangee classical BC" (black carbon). Sigmavärdet för oorganiskt kol var 16,6 och sigmavärdet för organiskt kol var 39,5.

4.6 Statistisk metod

De statistiska beräkningarna gjordes i statistikprogrammet Stata 10.0. De data och analyser som redovisas i rapporten är antal mätningar (n), medelvärde, median, standardavvikelse (SD) samt lägsta och högsta värde (min-max). Även resultat avseende inomindivid- och mellanindividvariation redovisas. När beräkningar gjordes på tid deltagarna har tillbringat i trafik skapades en ny variabel där tid från medianen och nedåt klassats som "Lite tid i trafik" och tid över medianen har klassats som "Mycket tid i trafik". De kontinuerliga variablerna, "tid ljus varit tända", "tid mat stekts", "tid dammsugning har utförts" gjordes om till dikotoma variabler, "ja" eller "nej". Frågan om husdjur vistats i bostaden gjordes om till en ny variabel med "ja" eller "nej" istället för noll, en eller två dagar. Byggnadsåldern för deltagarnas bostäder har även delats upp i tre större grupper (-1960, 1961-1990, 1991-2006).

För att beräkna eventuella samband mellan olika variabler, såsom sambandet mellan halter och tid olika aktiviteter utfördes, har Spearman's rank korrelationskoefficient använts. Då de kontinuerliga variablerna ej visade normalfördelning användes Mann-Whitney's U-test för att beräkna skillnaden mellan till exempel rökare och icke-rökare. Även för beräkningen av eventuella signifikanta skillnader mellan halterna 2009 och halterna i den föregående studien 2002 användes Mann-Whitney's U-test. För att beräkna inomindivids- och mellanindividvariation gjordes variansanalys (one way ANOVA) och resultatet redovisas som summor av kvadrerade avvikelser.

5 Resultat

5.1 Deltagarbakgrund

Av de slutgiltiga 40 deltagarna var 19 deltagare kvinnor och 21 män. Medelåldern var för kvinnorna 37 år och för männen 39 år (samtliga: 38 år). Tjugo personer bodde i innerstaden (postort Stockholm) och 20 personer bodde utanför innerstaden. Beträffande arbetsplatser så arbetade eller studerade 22 deltagare i Stockholms innerstad och 12 utanför innerstaden. Fyra personer arbetade på två arbetsplatser varav en låg i innerstaden och en utanför innerstaden. Två deltagare angav ingen arbetsplats, varav en av dem var föräldraledig.

Majoriteten av deltagarna, 32 personer, bodde i lägenhet. Sju personer bodde i fristående hus och en person var bosatt i radhus. Fyra av bostäderna var byggda under 2000-talet, 35 personer bodde i bostäder som var byggda under 1900-talet och en person var bosatt i en bostad byggd under 1800-talet. Var femte deltagare (20 procent) angav att de hade gasspis i sin bostad. Bland deltagarna parkerade sju av dem i garage som var inbyggt i bostadshuset och bland dessa hade sex deltagare ingång från garaget till bostadshuset.

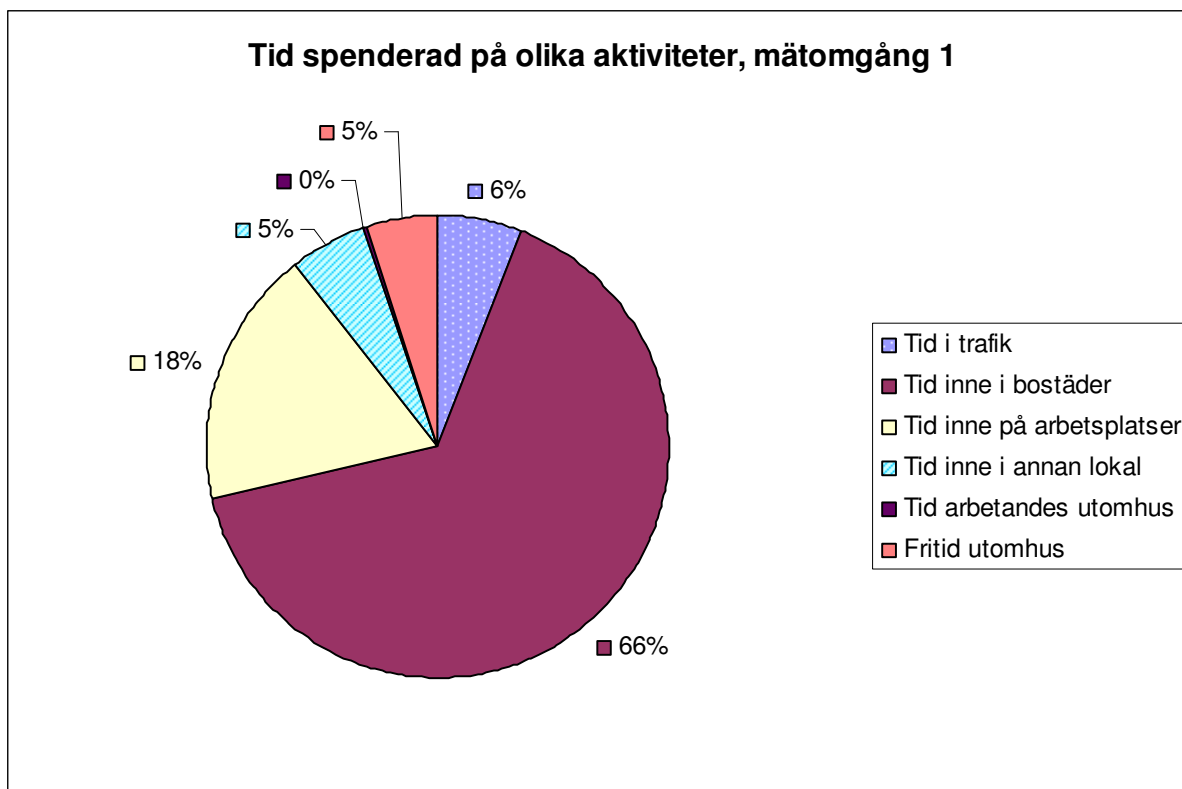
Fjärrvärme var den vanligaste typen av huvudsaklig uppvärmningskälla (52,5 procent), följt av oljepanna (10 procent) samt en deltagare som uppgav elpanna (2,5 procent). En av deltagarna som angett fjärrvärme som värmekälla hade även bergvärme som alternativ uppvärmningskälla. Tre deltagare (7,5 procent) hade andra alternativ eller kombinationer av uppvärmning. En deltagare hade braskamin och vattenburen el, en deltagare hade bergvärme och en deltagare hade en kombination av oljepanna och luftvärmepump.

Bland urvalet var 34 deltagare (85 procent) aktiva i arbetslivet, fem studerade (12,5 procent) samt en deltagare som var föräldraledig (2,5 procent). Två deltagare var sjukskrivna under studien. Fyra deltagare (10 procent) uppgav att de i sin arbetsmiljö exponeras för lösningsmedel, motoravgaser eller bensin. Dessa uppgav olika yrken; category manager, brevbärare, dekormålare samt vårdbiträde.

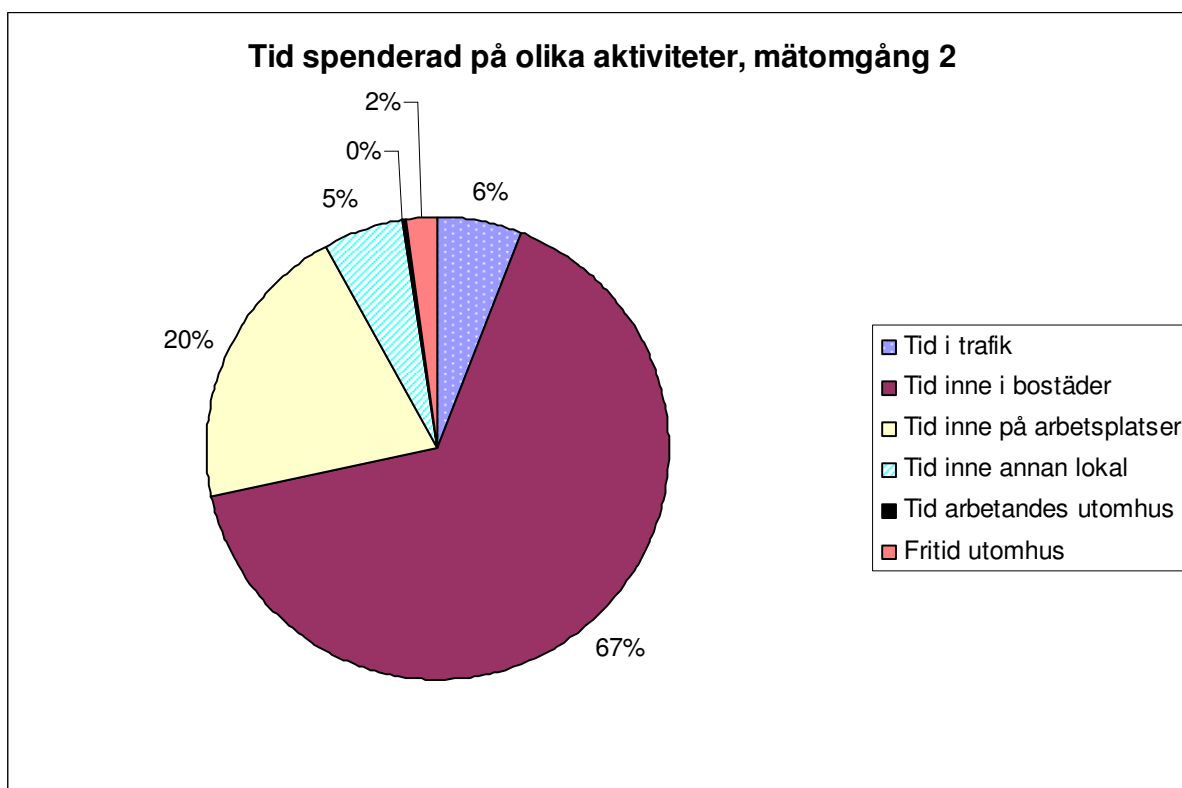
De vanligaste färdmedlen till arbets- eller studieplats var kollektivtrafik (42,5 procent) eller bil (35 procent). Åtta av deltagarna gick eller cyklade till jobbet (15 respektive 5 procent). En deltagare uppgav inte färdmedel (2,5 procent).

Fem av deltagarna uppgav att de var rökare och tre uppgav att någon annan i hushållet var rökare. Under både mätomgång ett och två uppgav tre deltagare att de utsatts för passiv rökning (medel mätomgång ett: 1 timme och 5 minuter; medel mätomgång två: 2 timmar och 30 minuter).

Figur 2 visar var deltagarna tillbringade sin tid under mätomgång ett. Större delen av tiden tillbringades inomhus i bostäder, på arbetsplatser eller i andra lokaler, till exempel restauranger eller nöjeslokaler (89 procent). I figur 3 visas hur deltagarna tillbringade sin tid under mätomgång två där fördelningen är liknande den i mätomgång ett.



Figur 2: Figuren visar hur deltagarnas tid fördelas på olika aktiviteter under den första mätomgången. Störst del av tiden tillbringas inomhus i olika miljöer (89 procent). Deltagarna tillbringade 6 procent av tiden i trafik och 5 procent av tiden på fritid utomhus. n=40



Figur 3: Figuren visar hur deltagarnas tid fördelas på olika aktiviteter under den andra mätomgången. Även denna omgång tillbringades en majoritet av tiden inomhus i olika miljöer (92 procent). Deltagarna tillbringade 6 procent i trafik och 2 procent av tiden på fritid utomhus. n=20

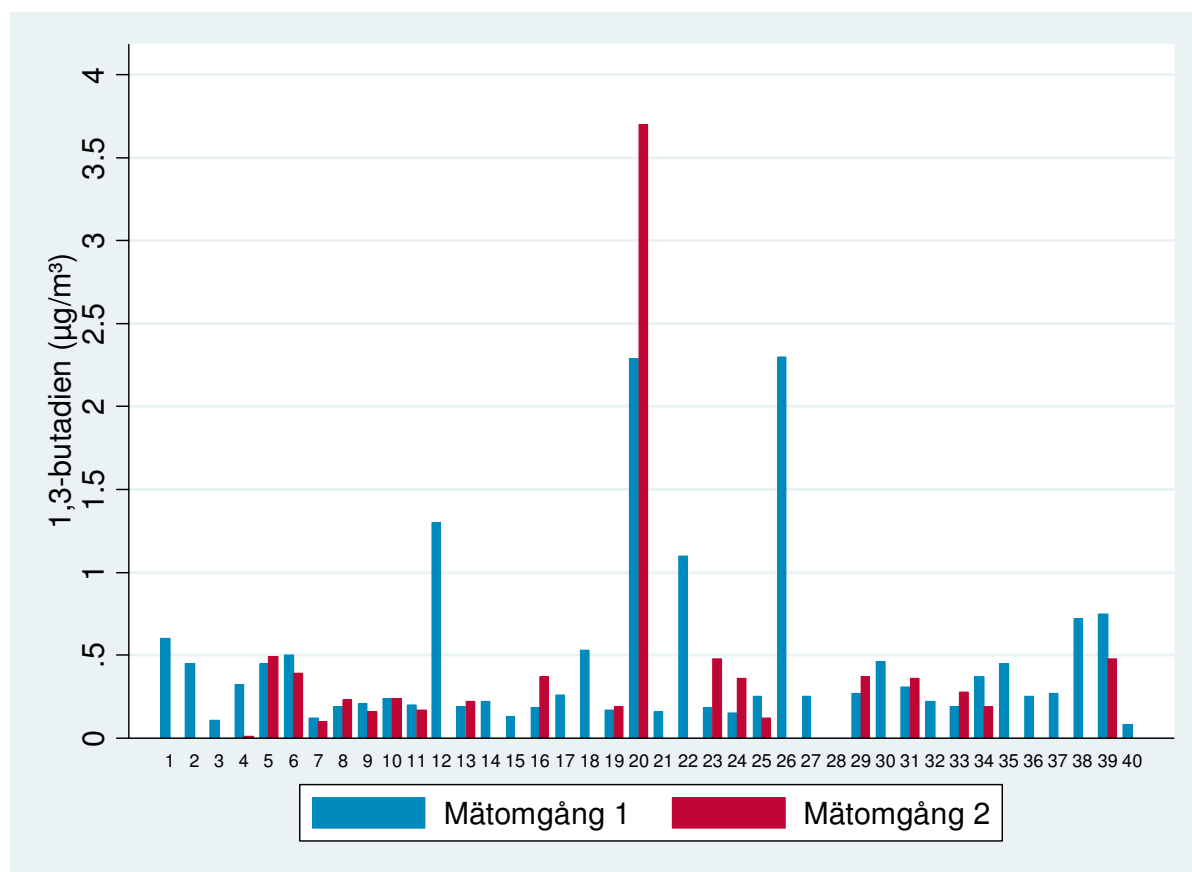
Tre personer (7,5 procent) uppgav att de känt sig mycket besvärade av bilavgaser under de tre senaste månaderna, 16 personer (40 procent) hade tidvis känt sig besvärade av bilavgaser och övriga deltagare kände sig aldrig besvärade av bilavgaser (52,5 procent). Två deltagare (5 procent) ansåg att luften ofta var irriterande i innerstaden under vintertid, 14 deltagare (35 procent) ansåg att luften tidvis var irriterande och övriga (60 procent) upplevde aldrig luften som irriterande i innerstaden. Sex av deltagarna (15 procent) upplevde att luften i det egna bostadsområdet under vintermånaderna periodvis var irriterande. Hälften av deltagarna kände sig ofta eller periodvis besvärade av trafikbuller (10 respektive 40 procent).

Under hela mätperioden, 22 september till 3 december, var medeltemperaturen + 6,2°C, lägsta temperatur var – 0,7°C och högsta temperatur var + 14,9°C. Medelhalten för den relativa luftfuktigheten var 83 procent och medelvindhastigheten var 3,32 m/s.

5.2 Mätresultat – Personburna mätningar

Totalt 60 personburna provtagningar av 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kväveoxider och kvävedioxid fördelat på 40 deltagare utfördes under nio mätveckor. Den första mätveckan gick en av provtagarna för 1,3-butadien och bensen sönder, således redovisas endast resultat för 39 personer. I samtliga figurer presenteras deltagarna efter ökande halt kvävedioxid vid första mättillfället (se figur 9). Eventuella korrelationer med variabler som exempelvis tid tillbringad i trafik och kön har endast gjorts med halter från mätomgång ett (den första av eventuellt två mätveckor deltagaren medverkade, n=40). De dubbelprover som tagits av 1,3-butadien och bensen i syfte att göra en metodutvärdering redovisas inte i denna rapport.

1,3-Butadien



Figur 4: Diagrammet visar deltagarnas uppmätta halter av 1,3-butadien ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). De deltagare med två staplar är de som genomfört provtagning två mätveckor (n=20). En provtagare för 1,3-butadien gick sönder under studien (Id 28). Totalt antal prover=59, Antal individer=39

Mätresultat för provtagning av 1,3-butadien redovisas i figur 4 och tabell 1. Det var framförallt två deltagare, Id 20 och Id 26 som hade förhöjda halter av 1,3-butadien jämfört med övriga deltagare. Id 20 var den enda deltagaren som hade braskamin som värmekälla i sitt hem. Deltagaren utsattes även för lösningsmedel, motoravgaser eller bensin under sin fritid, hade inbyggt garage med ingång direkt till bostaden samt reste till och från arbetet med bil eller moped. Båda mätveckorna uppvisade förhöjda halter. För Id 26 hittades ingen förklaring till den förhöjda halten.

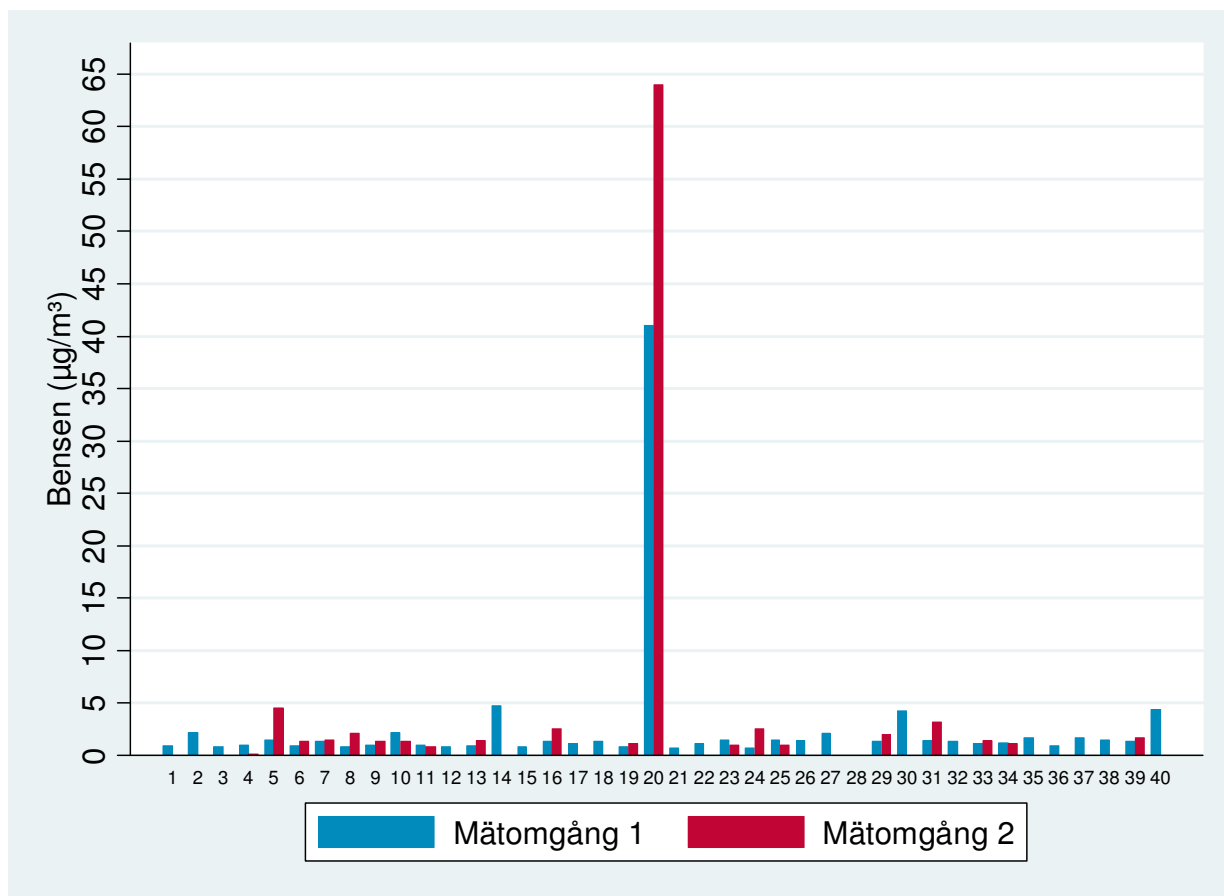
Medianhalterna för mätomgång ett och mätomgång två var helt lika, $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halterna för den personliga exponeringen var högre än medianhalten som uppmättes i urban bakgrund ($0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och något högre än medianhalten vid trafikerad gata ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabell 1: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för den personliga exponeringen för 1,3-butadien ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i mätomgång ett och mätomgång två. Även halterna för rökare och icke-rökare, boende i och utanför innerstaden samt om mycket eller lite tid tillbringats i trafik redovisas. Det var en signifikant skillnad mellan rökare och icke-rökares medianhalter ($p=0,039$). $n=39$

1,3-butadien ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Mätomgång 1 (n=40)	39	0,25	0,08-2,3	0,45	0,51
Rökare	5	0,50	0,31-0,72	0,50	0,15
Icke-rökare	34	0,25	0,08-2,3	0,44	0,54
I innerstaden	19	0,26	0,12-1,3	0,39	0,33
Utanför innerstaden	20	0,25	0,08-2,3	0,49	0,64
Mycket tid i trafik	17	0,25	0,08-2,3	0,57	0,71
Lite tid i trafik	22	0,26	0,11-1,1	0,35	0,24
Mätomgång 2 (n=20)	20	0,26	0,01-3,7	0,45	0,78

Den personliga exponeringen för 1,3-butadien visade inget samband med tid tillbringad i trafik ($p=0,71$) eller huruvida deltagaren bodde i innerstaden eller inte ($p=0,73$). Det fanns heller inget samband mellan kön och 1,3-butadienhalt ($p=0,65$). Det förelåg dock ett signifikant samband mellan rökning och uppmätt 1,3-butadienhalt ($p=0,039$). Resultaten för den personliga exponeringen för 1,3-butadien och bensen i mätomgång ett korrelerade inte med varandra ($p=0,065$), vilket de dock gjorde i mätomgång två ($p=0,0036$).

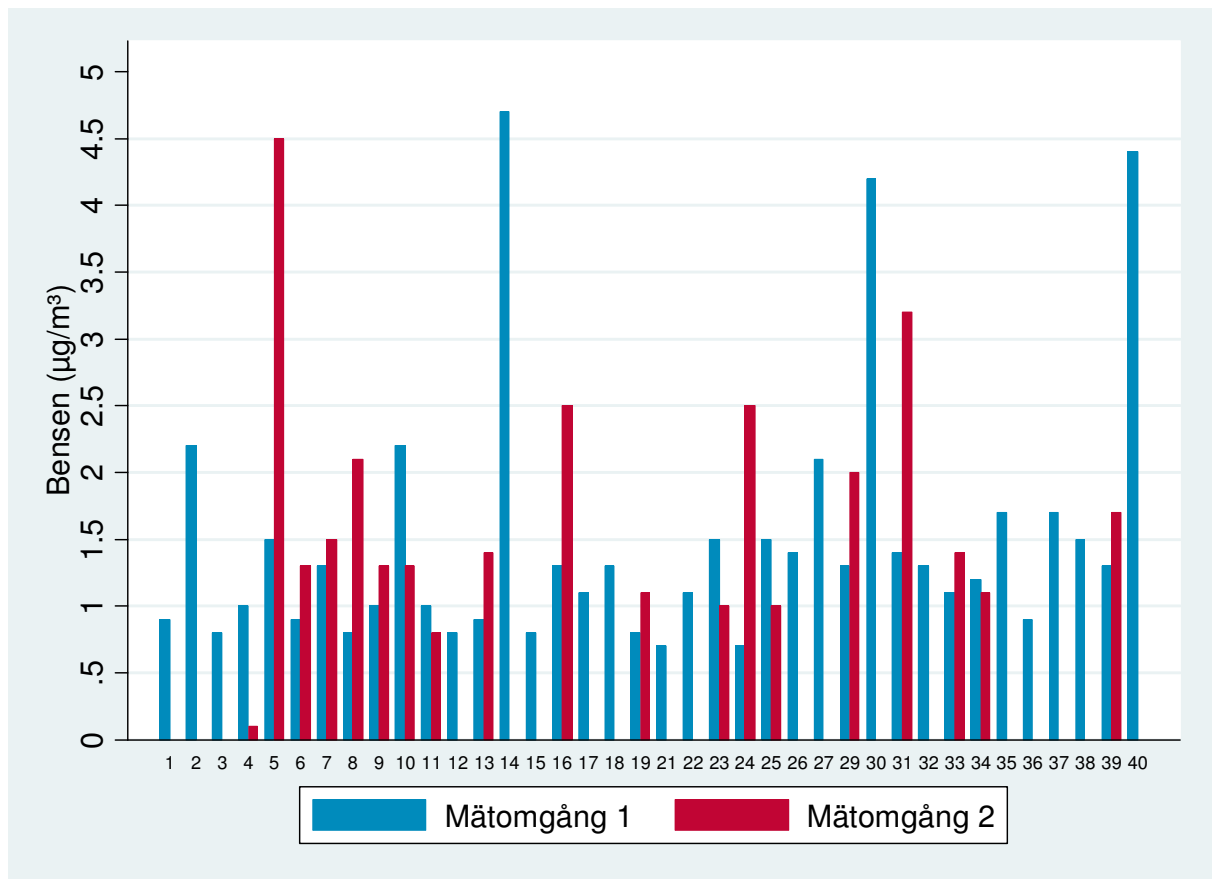
Bensen



Figur 5: Diagrammet visar deltagarnas uppmätta halter av bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). De deltagare med två staplar är de som genomfört provtagning två mätveckor ($n=20$). En provtagare för bensen gick sönder under studien (Id 28). Id 20 hade högre halter som kunde förklaras med exponering under fritiden. Totalt antal prover=59, Antal individer=39

Halterna för bensen redovisas i figur 5 och tabell 2. I likhet med 1,3-butadien hade deltagaren med Id 20 en betydligt högre uppmätt halt än övriga deltagare. Som nämnts tidigare hade deltagaren braskamin som värmekälla, utsattes för lösningsmedel, motoravgaser eller bensen under sin fritid, hade inbyggt garage med ingång direkt till bostaden samt reste till och från arbetet med bil eller moped. I figur 6 redovisas halterna för alla deltagare exklusive Id 20 för att ge en tydligare bild av dessa.

Medianhalten för bensen i mätomgång ett var $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i mätomgång två. Halter för den personliga exponeringen var för båda mätomgångarna högre än medianhalten i urban bakgrund ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men i samma nivå som medianhalten vid trafikerad gata ($1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$).



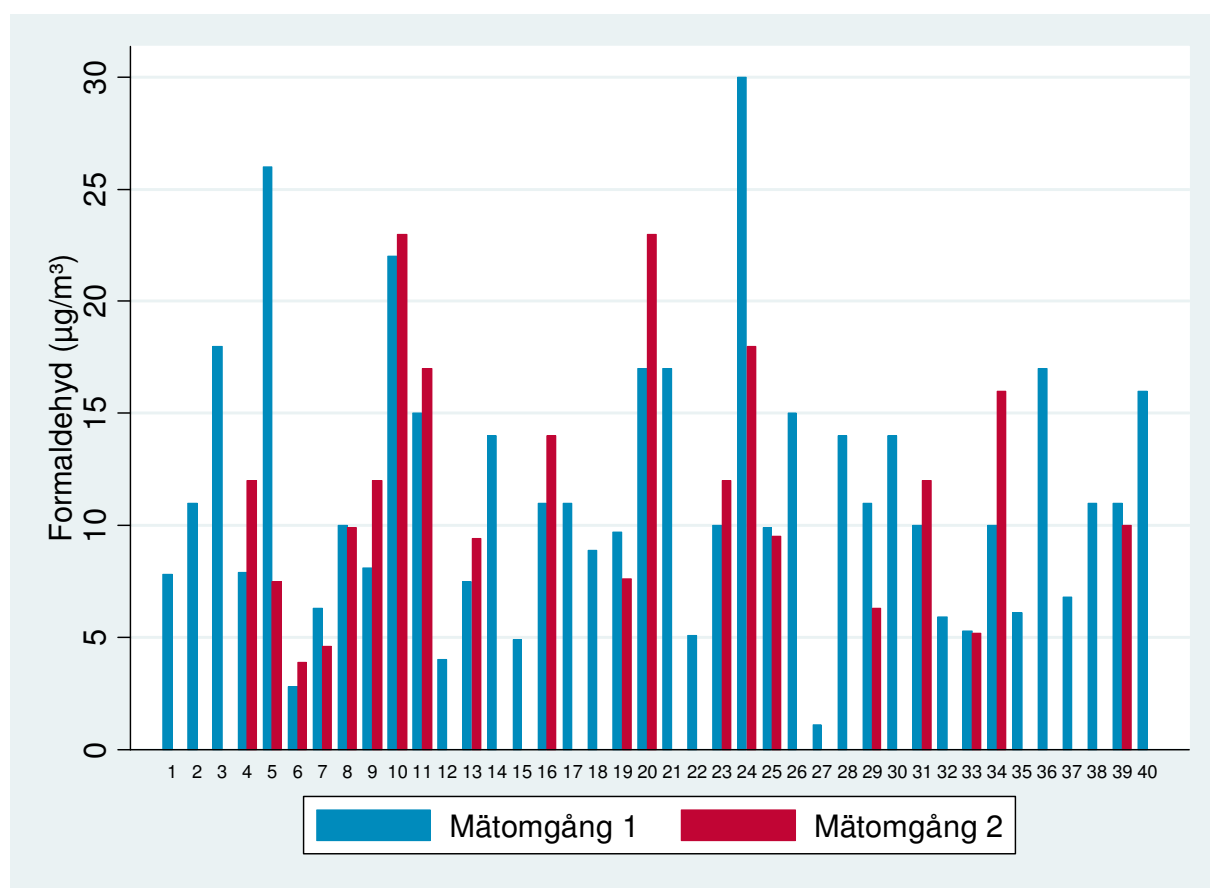
Figur 6: Diagrammet visar deltagarnas uppmätta halter av bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Id 20 är exkluderad i figuren för att tydliggöra övriga deltagares halter. De deltagare med två staplar är de som genomfört provtagning två mätveckor ($n=20$). $n=38$

Tabell 2: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för den personliga exponeringen för bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i mätomgång ett och mätomgång två. Även halterna för rökare och icke-rökare, boende i och utanför innerstaden samt om mycket och lite tid tillbringats i trafik redovisas. n=39

Bensen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Mätomgång 1 (n=40)	39	1,3	0,7-41	2,5	6,4
Rökare	5	1,4	0,9-1,7	1,4	0,29
Icke-rökare	34	1,3	0,7-41	2,7	6,9
I innerstaden	19	1,3	0,7-4,7	1,4	0,86
Utanför innerstaden	20	1,2	0,7-41	3,5	8,9
Mycket tid i trafik	17	1,3	0,7-41	3,9	9,6
Lite tid i trafik	22	1,2	0,7-4,2	1,4	0,77
Mätomgång 2 (n=20)	20	1,4	0,1-64	4,8	14

Det fanns inget samband mellan uppmätt bensenhalt och tid tillbringad i trafik ($p=0,22$). Någon signifikant skillnad fanns inte för boende i eller utanför innerstaden ($p=0,78$), rökare och icke-rökare ($p=0,49$) eller mellan kön ($p=0,47$). Som tidigare nämnts korrelerade inte de uppmätta bensenhalterna med 1,3-butadienhalterna i mätomgång ett, men korrelation fanns i mätomgång två. Den personliga exponeringen för bensen korrelerade även med den personliga exponeringen för kväveoxider ($\rho=0,45$ $p=0,0045$) och kvävedioxid ($\rho=0,32$ $p=0,049$).

Formaldehyd



Figur 7: Diagrammet visar deltagarnas uppmätta halter av formaldehyd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). De deltagare med två staplar är de som genomfört provtagning två mätveckor ($n=20$). $n=40$

De uppmätta halterna för formaldehyd presenteras i figur 7 och tabell 3. Fyra av deltagarna hade formaldehydhalter som var något högre än övriga deltagare, Id 5, 10, 20 och 24. Id 10 var lärarstudent med inriktning bild. Både Id 20 och Id 24, den förstnämnde hade även höga 1,3-butadien- och bensenhalter, hade kontakt med lösningsmedel, motoravgaser eller bensin under sin fritid. Ingen förklaring till den förhöjda halten hos Id 5 kunde hittas.

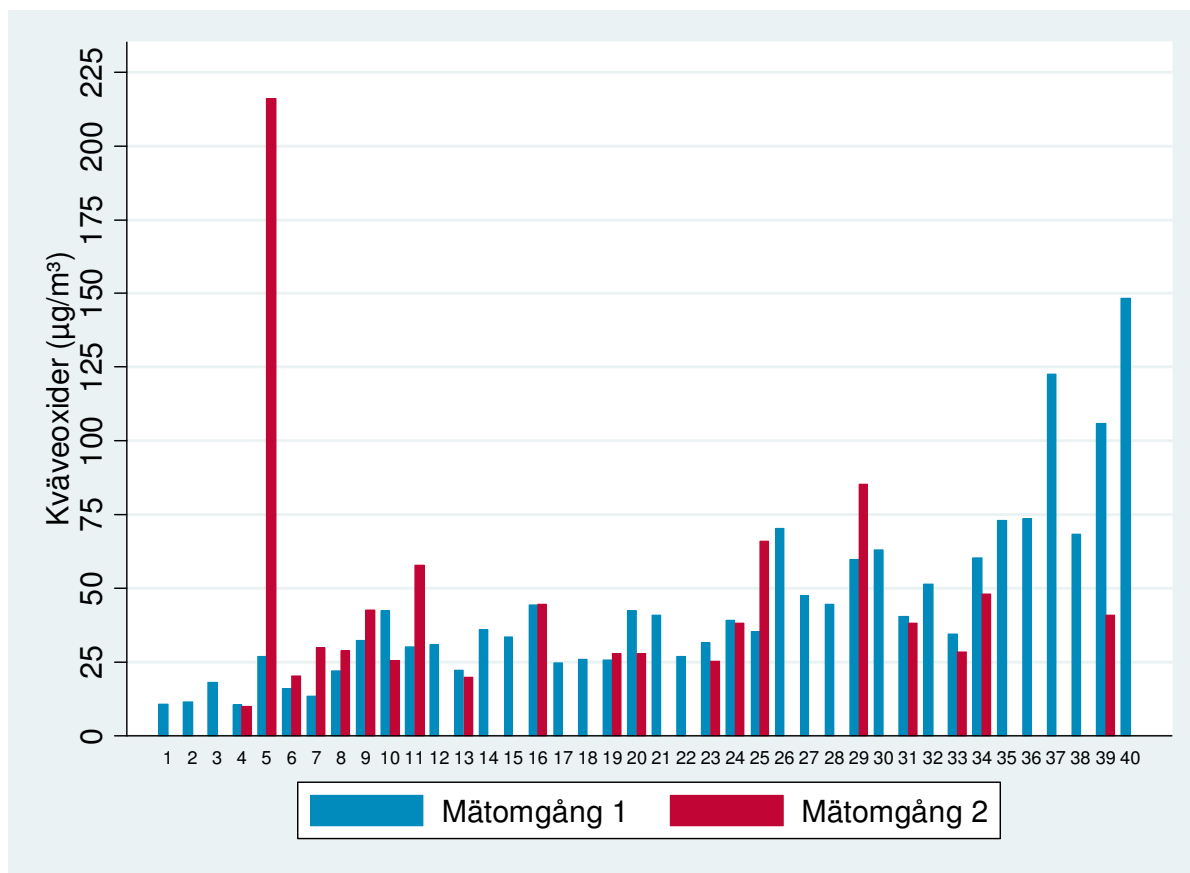
Medianhalten för mätomgång ett och mätomgång två var snarlika, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten för de båda personburna mätomgångarna var väsentligt högre än halterna både i urban bakgrund ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och vid trafikerad gata ($2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabell 3: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för den personliga exponeringen för formaldehyd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i mätomgång ett och mätomgång två. Även halterna för rökare och icke-rökare, boende i och utanför innerstaden samt om mycket och lite tid tillbringats i trafik redovisas. Det var en signifikant skillnad mellan boende i och utanför innerstaden

Formaldehyd ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Mätomgång 1 (n=40)	40	10	1,1-30	11	6,01
Rökare	5	8,9	2,8-11	7,8	3,3
Icke-rökare	35	11	1,1-30	12	6,2
I innerstaden	20	9,4	1,1-30	10	7
Utanför innerstaden	20	11	2,8-22	12	4,7
Mycket tid i trafik	18	11	1,1-30	11	6,5
Lite tid i trafik	22	10	2,8-26	11	5,8
Mätomgång 2 (n=20)	20	11	3,9-23	12	5,5

Den personliga exponeringen för formaldehyd hade inget samband med huruvida mycket eller lite tid tillbringats i trafik ($p=0,99$) eller rökning eller ej ($p=0,17$). Det fanns heller inget samband mellan kön och formaldehydhalt ($p=0,37$). Ett positivt samband visade sig dock mellan formaldehydhalter och ifall deltagaren bodde utanför innerstaden ($p=0,036$).

Kväveoxider



Figur 8: Diagrammet visar deltagarnas uppmätta halter av kväveoxider, NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). De deltagare med två staplar är de som genomfört provtagning två mätveckor ($n=20$).

Kväveoxidhalterna redovisas i figur 8 och i tabell 4. Två deltagare hade högre halter jämfört med övriga deltagare. Id 40 hade högre kväveoxidhalt och var, som tidigare nämnts, i kontakt med lösningsmedel, motoravgaser eller bensen både under arbetstid och fritid och uppgav även att det fanns gasspis i hemmet. För Id 5 hittades ingen förklaring till den högre kväveoxidhalten.

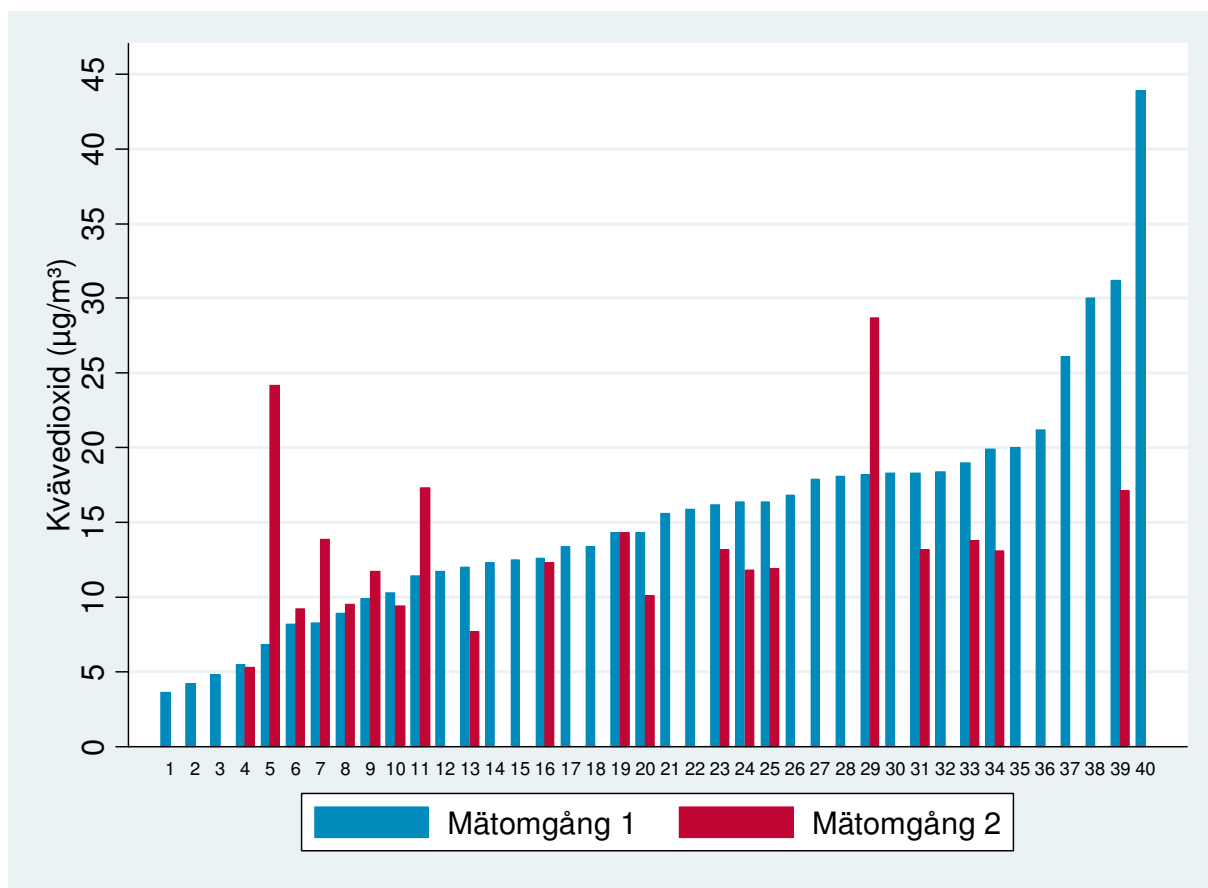
Medianhalten för kväveoxider var för mätomgång ett $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för mätomgång två $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten i urban bakgrund var $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid den trafikerade gatan var däremot halten av kväveoxider väsentligt mycket högre än för den personliga exponeringen, $128 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 4: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för den personliga exponeringen för kväveoxider ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i mätomgång ett och mätomgång två. Även halterna för rökare och icke-rökare, boende i och utanför innerstaden, om mycket eller lite tid tillbringats i trafik samt om gasspis fanns i hushållet eller ej redovisas. Det var en signifikant skillnad mellan deltagare med och utan gasspis i bostaden ($p=0,018$). $n=40$

Kväveoxider ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Mätomgång 1 (n=40)	40	36	11-148	44	30
Rökare	5	40	16-73	45	25
Icke-rökare	35	35	11-73	44	31
I innerstaden	20	35	11-106	40	21
Utanför innerstaden	20	42	11-148	48	36
Mycket tid i trafik	18	41	11-148	48	31
Lite tid i trafik	22	33	11-123	41	29
Gasspis	8	61	26-148	65	38
Ej gasspis	32	33	11-123	39	25
Mätomgång 2 (n=20)	20	34	10-216	46	44

Det fanns inget signifikant samband mellan kväveoxider och huruvida mycket eller lite tid tillbringats i trafik ($p=0,24$). Det fanns ingen signifikant skillnad mellan rökare och icke-rökare ($p=0,79$), boende i eller utanför innerstaden ($p=0,73$) eller mellan kön ($p=0,73$). Dock fanns en signifikant skillnad mellan de deltagare som uppgivit att de hade gasspis i hemmet och de som inte hade gasspis ($p=0,018$) där de med gasspis i hushållet hade exponerats för högre kväveoxidhalter. Det fanns en korrelation mellan den personliga exponeringen för kväveoxider och den personliga exponeringen för bensen ($\rho=0,45$ $p=0,0045$).

Kvävedioxid



Figur 9: Diagrammet visar deltagarnas uppmätta halter av kvävedioxid, NO₂ (µg/m³). De deltagare med två staplar är de som genomfört provtagning två mätveckor (n=20)

De personburna mätningarnas kvävedioxidhalter presenteras i figur 9 och tabell 5. En deltagare hade ett högre kvävedioxidhalt än övriga deltagare, Id 40. Deltagaren hade kontakt med lösningsmedel, motoravgaser eller bensen både under arbetstid och fritid och angav även att det fanns gasspis i hemmet.

Medianhalten för kvävedioxid i mätomgång ett var 15 µg/m³. Medianhalten för mätomgång två var något lägre, 13 µg/m³. Halterna för den personliga exponeringen var därmed mycket lika halterna vid den urbana bakgrundsplatsen (13 µg/m³). På referensplatsen vid den trafikerade gatan var medianhalten väsentligt högre oavsett mätomgång (45 µg/m³).

Tabell 5: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för den personliga exponeringen för kvävedioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i mätomgång ett och mätomgång två. Även halterna för rökare och icke-rökare, boende i och utanför innerstaden, om mycket eller lite tid tillbringats i trafik samt om gasspis fanns i hushållet eller ej redovisas. Det var en signifikant skillnad mellan deltagare med och utan gasspis i bostaden ($p=0,0033$). $n=40$

Kvävedioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Mätomgång 1 (n=40)	40	15	3,6-44	15	7,8
Rökare	5	18	8,2-30	18	8,1
Icke-rökare	35	14	3,6-44	15	7,8
I innerstaden	20	16	5,5-31	16	5,6
Utanför innerstaden	20	14	3,6-44	22	9,2
Mycket tid i trafik	18	16	5,5-44	17	8,7
Lite tid i trafik	22	14	3,6-31	14	6,9
Gasspis	8	19	14,3-44	22	9,2
Ej gasspis	32	13	3,6-31	14	6,7
Mätomgång 2 (n=20)	20	13	5,3-29	14	5,4

Den personliga exponeringen för kvävedioxid korrelerade inte med huruvida mycket eller lite tid tillbringats i trafik ($p=0,36$). Det fanns ingen signifikant skillnad mellan rökare och icke-rökare ($p=0,32$), kön ($p=0,65$) eller boende i eller utanför innerstaden ($p=0,35$). En signifikant skillnad fanns dock mellan deltagare med och utan gasspis i bostaden ($p=0,0033$) då de med gasspis i sin bostad hade utsatts för högre halter av kvävedioxid. Liksom för kväveoxider fanns en korrelation mellan den personliga exponeringen för kvävedioxid och personliga exponeringen för bensen i mätomgång ett ($\rho=0,32$ $p=0,049$).

Oexponerade provtagare (fältblanker)

För varje omgång provtagare som skickades för analys skickades även ett antal oexponerade provtagare. Dessa analyserades på samma sätt som de exponerade provtagarna och de personburna mätningarna blankkorregerades efter dessa. I tabell 6 redovisas de oexponerade provtagarnas halter för 1,3-butadien, bensen, kvävedioxid och kväveoxider. Varje formaldehydprovtagare hade en egen inbyggd blankprovtagare och halterna för dessa redovisas inte eftersom samtliga halter var under detektionsgränsen $0,5\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($n=60$).

Tabell 6: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde, standardavvikelse (SD) samt kvantifieringsgräns (LOQ) för de fältblanker av 1,3-butadien, bensen, kvävedioxid och kväveoxider som analyserats. Formaldehyd redovisas inte i tabellen eftersom samtliga halter var underdetektionsgränsen ($<0,5\mu\text{g}/\text{m}^3$). 1,3-butadien/bensen n=6, kvävedioxid/kväveoxider n=11

Oexponerade provtagare ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)						
	n	Median	Min-Max	Medel	SD	LOQ
1,3-butadien	6	0,01	0,01-0,02	0,013	0,005	0,015
Bensen	6	0,04	0,03-0,06	0,042	0,012	0,036
Kväveoxider	11	0,058	0,013-0,122	0,067	0,031	0,093
Kvävedioxid	11	0,042	0,004-0,084	0,042	0,027	0,081

Variabilitet

Variationen både inom individer och mellan individer analyserades och redovisas i tabell 7. I tabell 8 redovisas samma analys utan deltagaren med Id 20 som hade en förhållandevis hög halt av 1,3-butadien och bensen. I samtliga fall var mellanindividsvariabiliteten högre än inomindividsvariabiliteten, dock var det inte en lika stor skillnad för 1,3-butadien och bensen då den höga halten exkluderades.

Tabell 7: Tabellen redovisar variationen mellan individens två mätningar (inomindivid) och mellan olika individers mätningar (mellanindivid) i procent. Variationen är större mellan individer än inom individer. n=20

Variabilitet (%)					
	1,3-butadien	Bensen	Formaldehyd	Kväveoxider	Kvävedioxid
Inomindivid	27	15	15	29	30
Mellanindivid	73	85	85	71	70

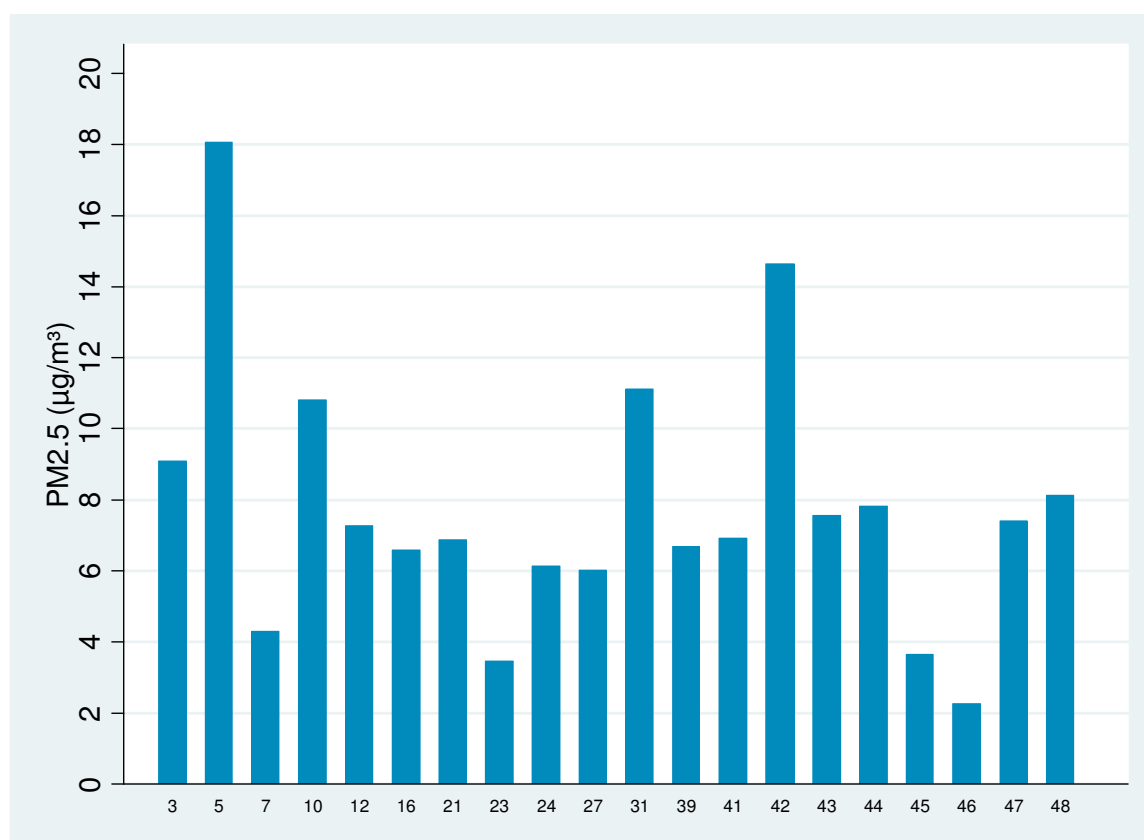
Tabell 8: Tabellen redovisar variationen mellan individens två mätningar (inomindivid) och mellan olika individers mätningar (mellanindivid) i procent. Deltagaren med Id 20 är utesluten för att redovisa variationen utan ett extremt värde. Variationen är större mellan individer snarare än inom individer, men inte lika tydligt som i tabell 8. n=19

Variabilitet (%)					
	1,3-butadien	Bensen	Formaldehyd	Kväveoxider	Kvävedioxid
Inomindivid	44	48	15	28	27
Mellanindivid	56	52	85	72	73

5.3 Mätresultat – Stationära inomhusmätningar

Totalt gjordes 20 provtagningar inomhus med pump och filter i syfte att mäta exponering av PM_{2.5}, ett antal PAH:er samt sot. Av de 20 mätningarna gjordes 12 provtagningar hemma hos deltagare och åtta provtagningar gjordes hemma hos personal vid Karolinska Institutet, varav tre hade parallell provtagning med två pumpar. För dessa tre har ett medelvärde använts när resultaten redovisas. Aktiviteter i hemmet under mätperioden, till exempel rökning, stekning av mat och dammsugning kan påverka halterna av de olika ämnen som undersökts i studien. Bland deltagarna som hade stationär mätning i sina hem var det dock för få som angivit sådana aktiviteter för att en analys skulle kunna göras. I samtliga figurer presenteras deltagarna efter ökande halt kvävedioxid vid första mättillfället av den personburna mätningen (se figur 9).

PM_{2.5}



Figur 10: Diagrammet visar halterna av PM_{2.5} (µg/m³) för deltagarna som haft stationär mätning i sitt vardagsrum under två dygn. Id 41 till 48 är deltagare rekryterade på Karolinska Institutet (n=8). n=20

Halterna för PM_{2.5} redovisas i figur 10 och tabell 9. Deltagare med Id 41 till 48 representerar personal från Karolinska Institutet, övriga är deltagare från det slumpmässiga urvalet. Id 43, 46 och 48 hade dubbel provtagning i sina bostäder och deras halter som redovisas i figur 12 är ett medelvärde av dessa. En deltagare, Id 5, hade något högre halter än övriga deltagare. Denna deltagares personburna mätning hade även höga halter av kväveoxider. Det hittades ingen förklaring till den stationära mätningens förhöjda halt av PM_{2.5} i den information som fanns tillgänglig kring deltagarens aktiviteter under provtagningen. Ett antal deltagare hade lägre halter än övriga, id 7, 23, 45 och 46. Id 7 tillbringade lite tid i vardagsrummet (3 timmar jämfört med medeltiden 11 timmar) och id 46 tillbringade väldigt lite tid i bostaden (1 timme jämfört med medeltiden 32 timmar), vilket troligtvis har påverkat partikelhalten. För id 23

och 45 hittades ingen anledning till de låga halterna i informationen som fanns tillgänglig om deltagarnas aktiviteter.

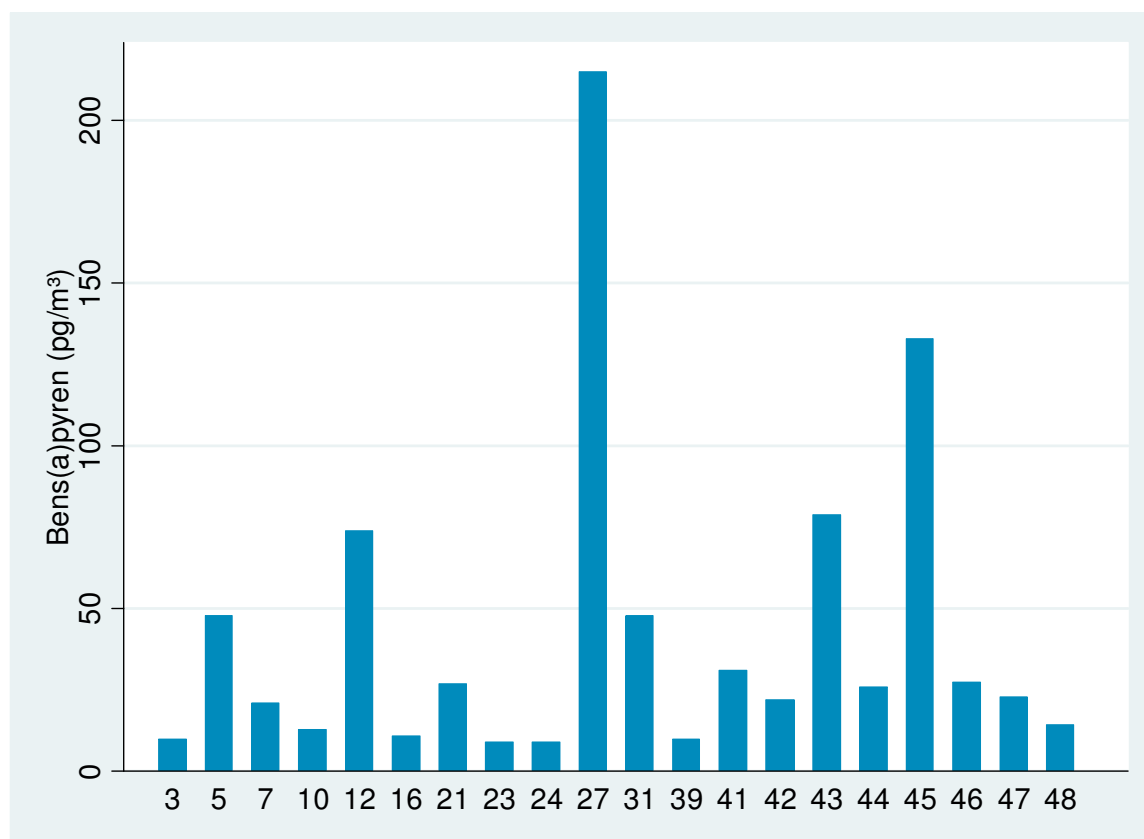
Medianhalten av PM_{2.5} var 7,1 µg/m³ för samtliga och var nästan två gånger högre än medianhalten för referensmätningarna på den urbana bakgrundsplatsen (4,2 µg/m³). De stationära mätningarna inomhus hos deltagarna visade ungefär samma halt (6,8 µg/m³) som de stationära mätningarna inomhus hos personalen från Karolinska Institutet (7,5 µg/m³).

Tabell 9: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för deltagarnas halter av PM_{2.5} (µg/m³). Även halterna för boende i och utanför innerstaden samt halter för deltagarna och deltagarna från Karolinska Institutet redovisas. n=20

PM_{2.5} (µg/m³)	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Samtliga mätningar	20	7,1	2,3-18	7,7	3,7
I innerstaden	11	6,9	3,5-18	7,7	3,9
Utanför innerstaden	9	7,8	2,3-15	7,8	3,7
Endast deltagare	12	6,8	3,5-18	8,04	3,9
Endast personal	8	7,5	2,3-15	7,3	3,7

Det fanns ingen signifikant skillnad avseende halterna för PM_{2.5} mellan boende i eller utanför innerstaden (p=0,62) eller mellan stationära mätningar inomhus hos deltagare och personal från Karolinska Institutet (p=0,82).

Polycykliska aromatiska kolväten



Figur 11: Diagrammet visar halterna av bens(a)pyren (pg/m³) för deltagarna som haft stationär mätning i sitt vardagsrum under två dygn. Id 41 till 48 är deltagare rekryterade på Karolinska Institutet (n=8). n=20

Halterna för bens(a)pyren redovisas i figur 11 samt i tabell 10 och övriga polycykliska aromatiska kolväten som analyserats i studien redovisas i tabell 11. Som tidigare nämnts var Id 41 till 48 rekryterade bland personal på Karolinska Institutet och Id 43, 46 och 48 hade dubbel provtagning och redovisas som medelvärden. Id 12, 27, 43 och 45 hade högre halt bens(a)pyren jämfört med övriga deltagare. Deltagaren med id 12 är bosatt i innerstaden och har även angivit att mat stekts samt att ljus varit tända undertiden provtagningen pågick. Deltagare med id 27 bodde i närheten av en stor trafikled, cirka 300 meter från Essingeleden vilket sannolikt är orsaken till de förhöjda halterna. För deltagaren med id 43 och id 45 hittades ingen förklaring i det materialet som fanns tillgängligt.

Medianhalten för samtliga inomhusmätningar var 25 pg/m³. Medianhalten i urban bakgrund var nästan två gånger högre än medianhalten för de stationära mätningarna inomhus (56 pg/m³). Inomhusmätningarna hos deltagarna hade lägre medianhalt (17 pg/m³) av bens(a)pyren jämfört med inomhusmätningarna hos personalen på Karolinska Institutet (27 pg/m³).

Tabell 10: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde, standardavvikelse (SD) samt geometriskt medelvärde (GM), geometrisk standardavvikelse (GM.SD) och skattningen av det aritmetiska medelvärdet (skattning AM) för deltagarnas halter av bens(a)pyren (pg/m³). Även halterna för boende i och utanför innerstaden samt halter för deltagarna och personal från Karolinska Institutet redovisas. n=20

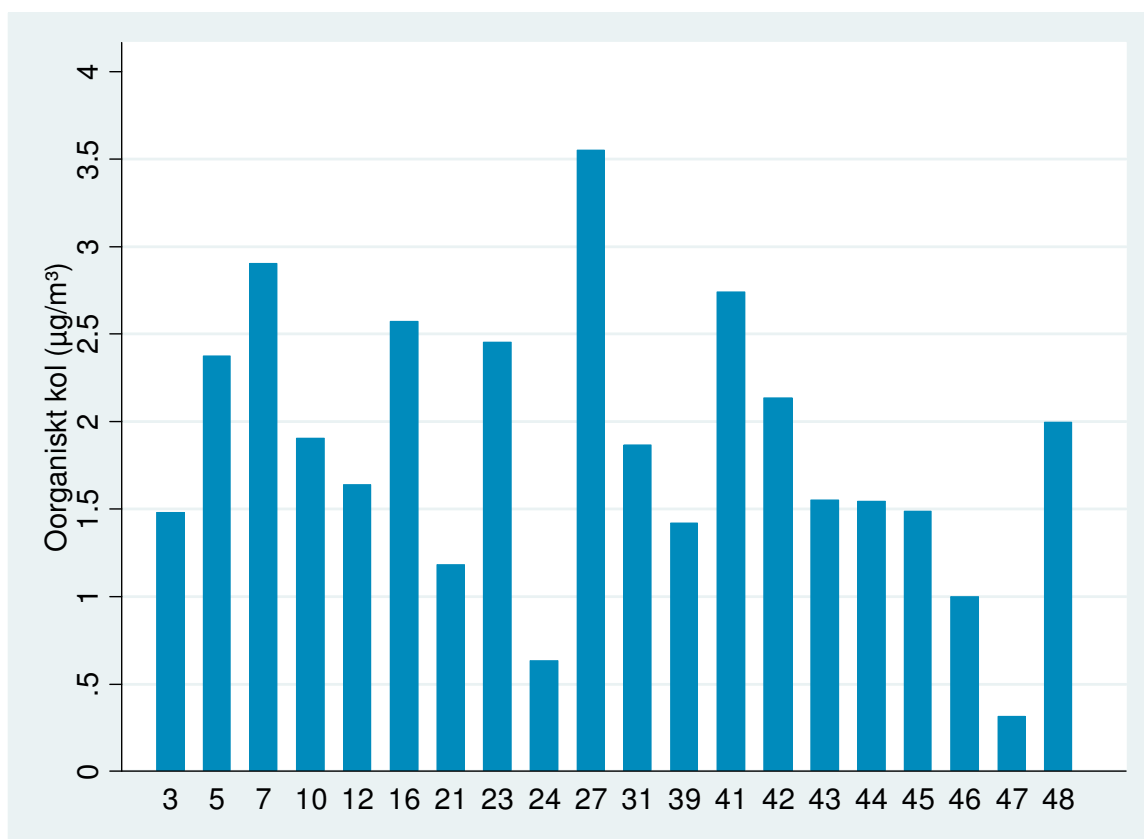
Bens(a)pyren (pg/m³)								
	n	Median	Min-Max	Medel	SD	GM	GM.SD	Skattning AM
Samtliga mätningar	20	25	9-215	43	51	27	2,5	43
I innerstaden	11	31	9-215	52	60	32	2,8	53
Utanför innerstaden	9	22	10-133	32	39	22	2,2	32
Endast deltagare	12	17	9-215	41	59	23	2,8	39
Endast personal	8	27	15-133	45	41	34	2,1	49

Bens(a)pyren halterna visade stor spridning. Trots den numeriska skillnaden var det därför ingen signifikant skillnad mellan deltagare som bodde i och utanför innerstaden (p=0,49). Det förelåg ingen signifikant skillnad mellan stationära inomhusmätningar hos deltagare och personal från Karolinska Institutet (p=0,19).

Tabell 11: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för samtliga mätningars halter av övriga PAH:er utom bens(a)pyren (pg/m³). n=20

Övriga polycykliska aromatiska kolväten (pg/m³)						
	n	Median	Min-Max	Medel	SD	
Bens(a)antracen	20	2,2	2,2-49	10	14	
Krysen	20	10	2,2-104	23	28	
Bens(b)fluoranten	20	20	5-124	33	34	
Bens(k)fluoranten	20	16	2,2-130	35	41	
Perylen	20	3,6	2,2-32	6,5	7,6	
Indenol(1,2,3-c,d)pyren	20	71	24-235	90	62	
Dibens(a,h)antracen	20	3,2	2,2-35	6,9	7,9	
Bens(g,h,i)perylen	20	64	26-255	84	61	

Sot



Figur 12: Diagrammet visar halterna av oorganiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för deltagare som haft stationär mätning i sitt vardagsrum under två dygn. Id 41 till 48 är deltagare rekryterade på Karolinska Institutet ($n=8$). $n=20$

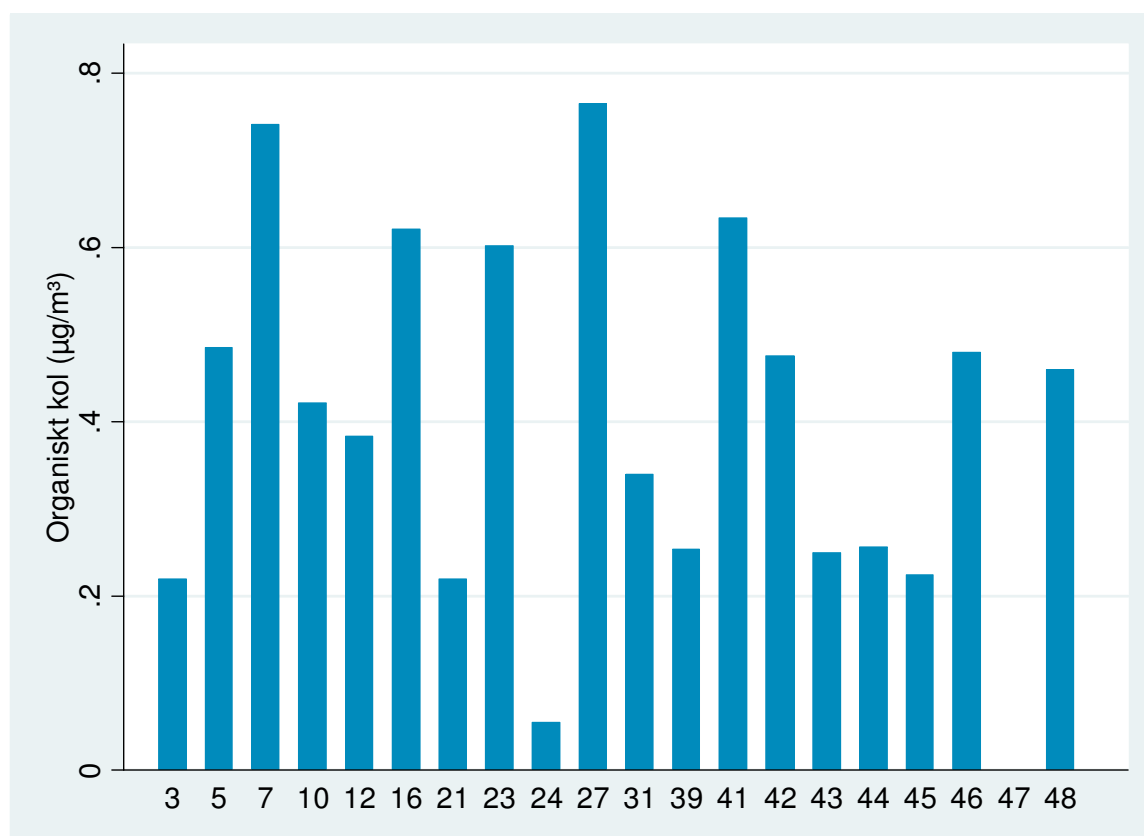
Mätresultat för sot är uppdelade i oorganiskt kol och organiskt kol. Halterna presenteras i figur 12 och 13 samt i tabell 12 och 13. Som tidigare nämnts hade deltagarna med Id 43, 46 och 48 dubbel provtagning och deras halter redovisas som medelvärden. Id 27 hade något högre halt av oorganiskt kol och organiskt kol än övriga deltagare. Deltagaren är bosatt i närheten av en mycket belastad trafikled (Essingeleden) vilket troligtvis är orsaken till den förhöjda halten. Id 24 och 47 hade jämförelsevis låga halter av både oorganiskt och organiskt kol. Id 47 hade så låg halt av organiskt kol att den inte var detekterbar i analysen.

Medianhalten av oorganiskt kol var för samtliga inomhusmätningar $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Detta stämmer bra överens med referensmätningen på den urbana bakgrundsplatsen ($1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Halterna för organiskt kol överensstämde även mellan stationära inomhus- och referensplatsmätningar, medianhalten var $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för inomhusmätningarna och $0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i urban bakgrund.

Tabell 12: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för deltagarnas halter av oorganiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Även halterna för boende i och utanför innerstaden samt halter för deltagarna och personal från Karolinska Institutet redovisas. n=20

Oorganiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Samtliga mätningar	20	1,8	0,32-3,6	1,8	0,79
I innerstaden	11	1,9	0,32-3,6	1,9	0,97
Utanför innerstaden	9	1,6	1-2,6	1,7	0,49
Endast deltagare	12	1,9	0,64-3,6	1,9	0,81
Endast personal	8	1,6	0,32-2,7	1,6	0,73

Det fanns ingen signifikant skillnad mellan halterna av oorganiskt kol avseende boende i eller utanför innerstaden ($p=0,43$) eller skillnad mellan deltagare och personal från Karolinska Institutet ($p=0,39$). Inte heller för organiskt kol var det någon signifikant skillnad mellan halterna för boende i respektive utanför innerstaden ($p=0,33$) eller mellan deltagare och personal ($p=0,93$).



Figur 13: Diagrammet visar halterna av organiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för deltagarna som haft stationär mätning i sitt vardagsrum under två dygn. Id 41 till 48 är deltagare rekryterade på Karolinska Institutet (n=8). Id 47 hade så låg halt att den inte var detekterbar. n=19

Tabell 13: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för deltagarnas halter av organiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Även halterna för boende i och utanför innerstaden samt halter för deltagarna och personal från Karolinska Institutet redovisas. En deltagare hade så låg halt att den ej var detekterbar. n=19

Organiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Samtliga mätningar	19	0,42	0,055-0,77	0,42	0,19
I innerstaden	10	0,44	0,055-0,77	0,45	0,23
Utanför innerstaden	9	0,42	0,22-0,62	0,38	0,15
Endast deltagare	12	0,40	0,055-0,77	0,43	0,22
Endast personal	7	0,46	0,23-0,63	0,39	0,16

Oexponerade filter (fältblanker)

När de exponerade filtren från inomhus- och utomhusmätningarna skickades för analys skickades även ett antal oexponerade filter. Dessa analyserades på samma sätt som de exponerade filtren och halterna blankkorregerades efter dessa. I tabell 14 redovisas de oexponerade filtrens halter för $\text{PM}_{2.5}$ och bens(a)pyren.

Tabell 14: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde, standardavvikelse (SD) samt kvantifieringsgräns (LOQ) för fältblanker av $\text{PM}_{2.5}$ och bens(a)pyren. Fältblanker som motsvarar både inomhus- och utomhusfilter redovisas.

Oexponerade provtagare						
	n	Median	Min-Max	Medel	SD	LOQ
PM2.5 – inne (mg)	3	0,000	-0,0035-0,0085	0,002	0,006	0,018
PM2.5 – ute (mg)	5	0,000	-0,003-0,008	0,002	0,004	0,012
BaP – inne (pg)	3	39	31-91	54	33	99
BaP – ute (pg)	5	66	29-149	70	47	141

5.4 Mätresultat – Stationära referensmätningar

Vid de två referensplatserna, urban bakgrund (Wollmar Yxkullsgatans tak) och trafikerad gata (Hornsgatan), gjordes en referensprovtagning av 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kväveoxider och kvävedioxid varje mätvecka, totalt nio mätveckor. På den urbana bakgrundsplatsen gjordes även 12 mätningar (två dygn, samtidigt som de stationära provtagningarna i deltagarnas hem) av PM_{2,5}, ett antal PAH:er samt sot. Under fyra av de nio mätveckorna utfördes således två mätningar samma mätvecka, se figur 14 och 15. I tabell 15 och 16 redovisas antal mätningar (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD). För övriga PAH:er utom bens(a)pyren se tabell A1, bilaga 6. Samband mellan de olika halterna redovisas i figur A1 till A9, bilaga 6. Vid eventuella samband mellan kväveoxider och halter av PM_{2,5}, bens(a)pyren och sot användes ett medelvärde för de mätveckor två mätningar gjorts.

Tabell 15: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) i urban bakgrund och vid trafikerad gata för 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kvävedioxid samt kväveoxider (µg/m³).

Stationära referensmätningar (µg/m ³)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Urban bakgrund					
1,3-butadien	9	0,08	0,02-0,16	0,09	0,043
Bensen	9	0,7	0,4-1,6	0,8	0,39
Formaldehyd	9	2	0,6-3,9	2,3	1,2
Kväveoxider	9	20	14,4-32,4	21	5,4
Kvävedioxid	9	13	7,6-22,3	14	4,3
Trafikerad gata					
1,3-butadien	9	0,2	0,04-0,25	0,18	0,066
Bensen	9	1,4	0,9-2	1,5	7,4
Formaldehyd	9	2,8	1,9-25	5,4	7,4
Kväveoxider	9	128	66-158	122	30
Kvävedioxid	9	45	25-57	45	9,9

Tabell 16: Tabellen redovisar antal (n), median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för de stationära mätningarna av PM_{2,5}, PAH:er och sot (µg/m³) i urban bakgrund. n=12

Stationära referensmätningar (µg/m ³)					
	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Urban bakgrund					
PM _{2,5}	12	4,2	1,5-9,7	5,2	2,7
Bens(a)pyren (Pg/m ³)	12	56	13-321	111	101
Oorganiskt kol	12	1,5	0,5-2,7	1,5	0,61
Organiskt kol	12	0,36	0,097-0,67	0,34	0,16

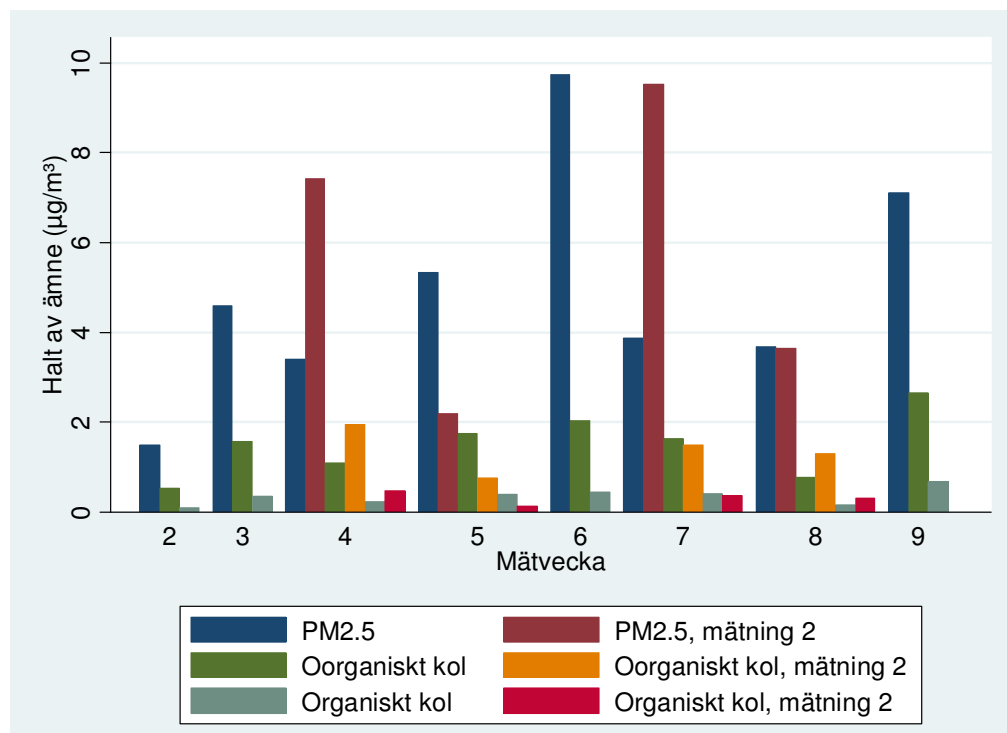
För samtliga luftföroreningar var de uppmätta halterna lägre i urban bakgrund än vid den trafikerade gatan. För 1,3-butadien, bensen och formaldehyd var det ungefär två gånger så höga halter vid den trafikerade gatan jämfört med i urban bakgrund. Halten av 1,3-butadien

och bensen korrelerade på den urbana bakgrundsplatsen ($\rho=0,69$, $p=0,037$) och vid den trafikerade gatan ($\rho=0,68$, $p=0,045$). (Fig. A2 och A3, bilaga 6)

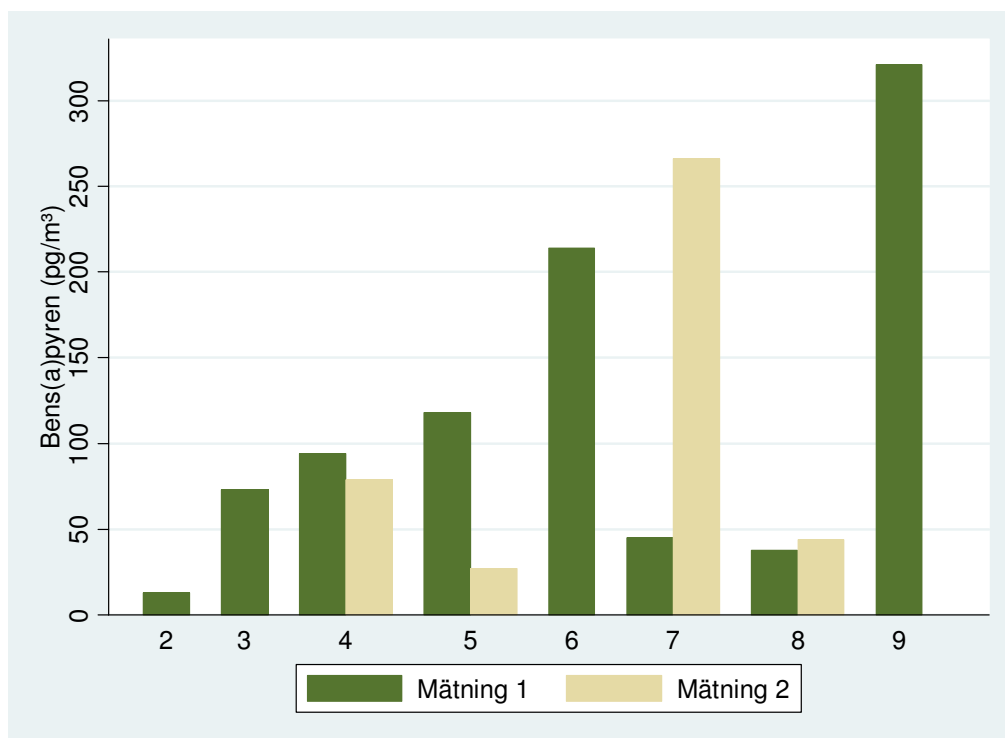
Halterna av kvävedioxid var ungefär tre gånger högre vid den trafikerade gatan jämfört med i den urbana bakgrunden. Det var större skillnad mellan referensplatserna för kväveoxider, den trafikerade gatans uppmätta halter var ungefär sex gånger högre än motsvarande halter i urban bakgrund. (Tab. 1) Kväveoxider och kvävedioxid korrelerade med varandra i urban bakgrund ($\rho=0,9$, $p<0,001$) och vid trafikerad gata ($\rho=0,68$, $p=0,042$). (Fig. A4 och A5, bilaga 6) Det förelåg även ett signifikant samband mellan halterna för kvävedioxid i urban bakgrund och vid trafikerad gata ($\rho=0,75$, $p=0,019$). (Fig. A1, bilaga 6) För 1,3-butadien, bensen, formaldehyd och kväveoxider fanns det ingen korrelation mellan de två referensplatserna.

Vid den trafikerade gatan fanns ett signifikant samband mellan 1,3-butadien och kväveoxider ($\rho=0,78$, $p=0,013$) (Fig. A6, bilaga 6), men inte mellan 1,3-butadien och kvävedioxid, eller mellan bensen och kvävedioxid eller kväveoxider. Ingen korrelation sågs i urban bakgrund.

Det förelåg ingen korrelation mellan $PM_{2,5}$ ($\rho=0,57$, $p=0,14$) eller bens(a)pyren ($\rho=0,69$, $p=0,058$) och halten av kväveoxider i den urbana bakgrunden. Halten av oorganiskt kol ($\rho=0,57$, $p=0,14$) och organiskt kol ($\rho=0,69$, $p=0,058$) korrelerade heller inte med kväveoxidhalten i urban bakgrund. Det fanns dock ett signifikant samband mellan $PM_{2,5}$ och både oorganiskt kol ($\rho=0,84$, $p<0,001$) och organiskt kol ($\rho=0,84$, $p<0,001$) i urban bakgrund. (Fig. A7, bilaga 6) Halterna för $PM_{2,5}$ uppvisade även ett signifikant samband med bens(a)pyren i urban bakgrund ($\rho=0,81$, $p=0,0014$). (Fig. A8, bilaga 6) Vidare korrelerade bens(a)pyren med både oorganiskt ($\rho=0,78$, $p=0,0026$) och organiskt kol ($\rho=0,769$, $p=0,0034$). (Fig. A9, bilaga 6)



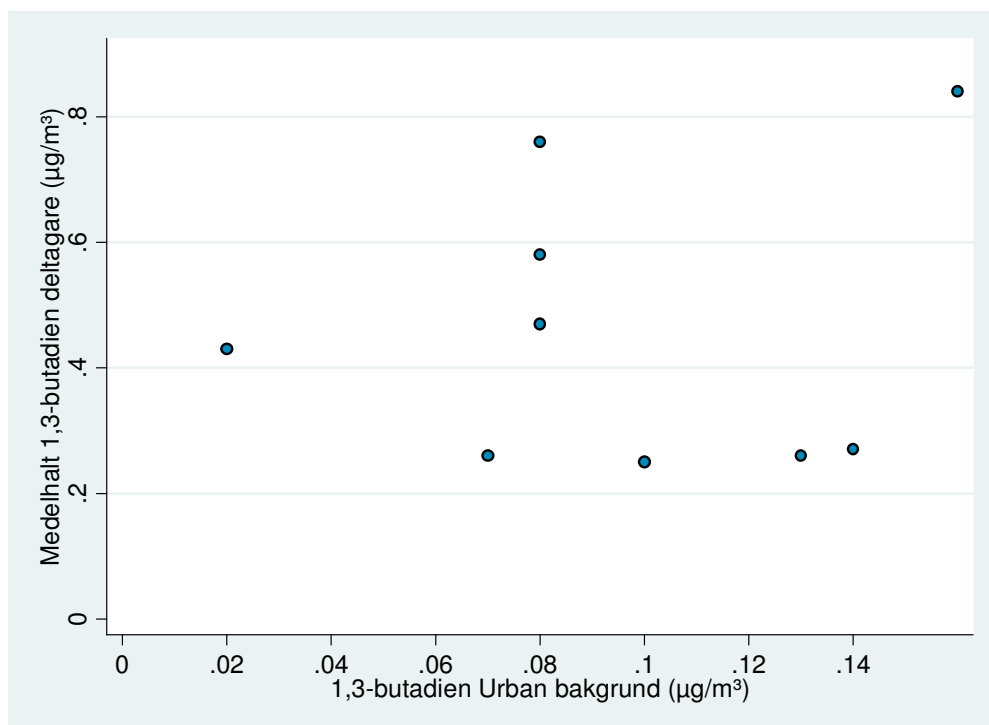
Figur 14: Diagrammet visar halterna av $PM_{2,5}$, oorganiskt kol och organiskt kol ($n=12$) i urban bakgrund för respektive mätvecka ($n=8$). Det gjordes två mätningar mätvecka fyra, fem, sju och åtta och därför redovisas två halter för dessa mätveckor. Mätvecka 1 utfördes ingen mätning med pump.



Figur 15: Diagrammet visar halterna av bens(a)pyren (n=12) i urban bakgrund för respektive mätvecka (n=8). Det gjordes två mätningar mätvecka fyra, fem, sju och åtta och därför redovisas två halter för dessa mätveckor. Mätvecka 1 utfördes ingen mätning med pump.

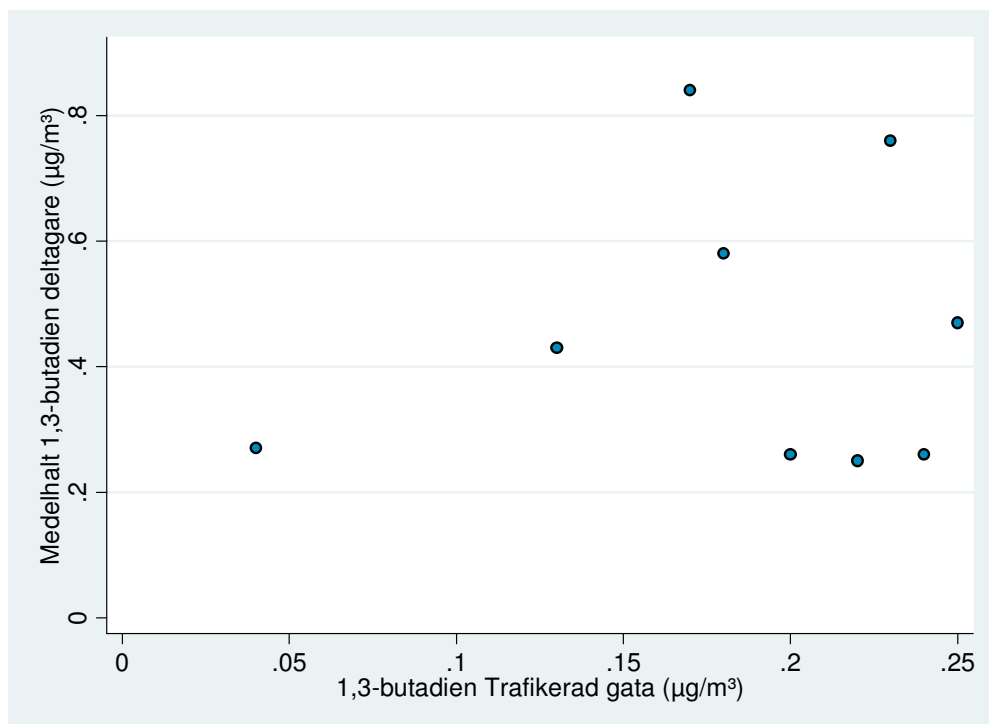
5.5 Samband - Personburna mätningar och stationära referensmätningar

Under studieperioden ingick nio mätveckor där mellan fem och åtta deltagare genomförde personburen provtagning, med undantag av den första mätveckan där det endast var två deltagare. Sambandet mellan medelvärdet för den personliga provtagningen varje mätvecka ($n=9$) och halten på respektive referensplats presenteras i figur 16a till 21 samt tabell A2, figur A10, A11 och A12 i bilaga 6. I figur A10 till A12 undersöks sambanden mellan personlig exponering och stationär provtagning med pump på den urbana bakgrundsplatsen. Under fyra av de nio mätveckorna genomfördes två provtagningar med pump. I de fallen har ett medelvärde beräknats.

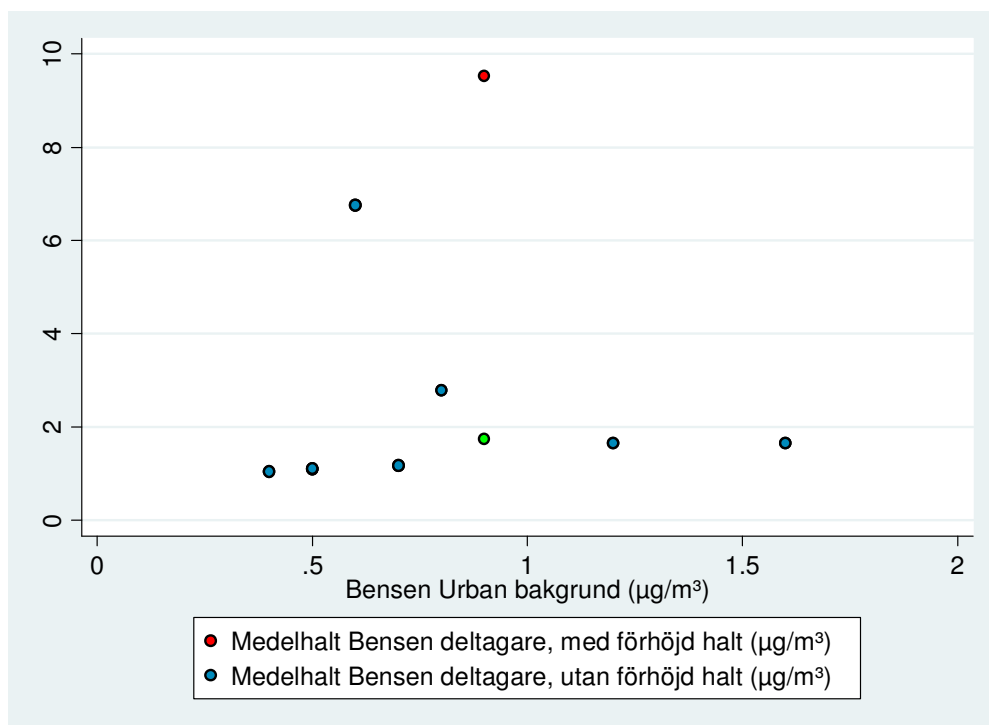


Figur 16a: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för 1,3-butadien (n=2-8) per mätvecka och halterna av 1,3-butadien i urban bakgrund motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

Den personliga exponeringen för 1,3-butadien var högre än för den urbana bakgrunden och gatuhalterna. Det fanns inte något samband mellan den personliga exponeringen och stationärt uppmätta halter (urban bakgrund: $\rho=0,094$ $p=0,81$, trafikerad gata: $\rho=-0,13$ $p=0,75$). (Fig. 16a och 16b)

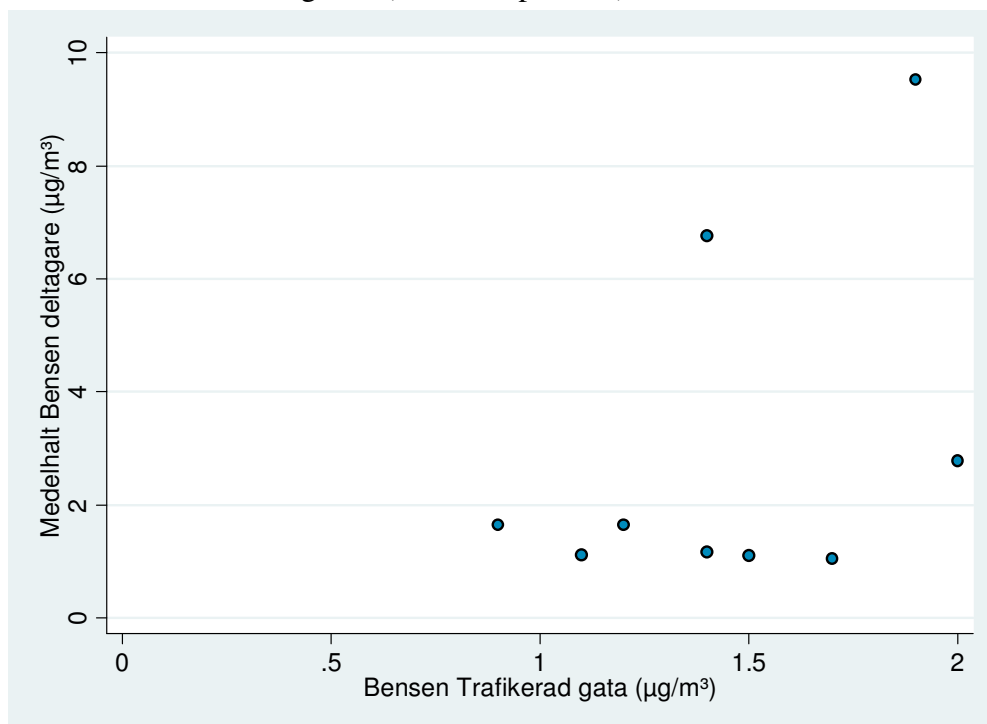


Figur 16b: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för 1,3-butadien (n=2-8) per mätvecka och halterna av 1,3-butadien vid trafikerad gata motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

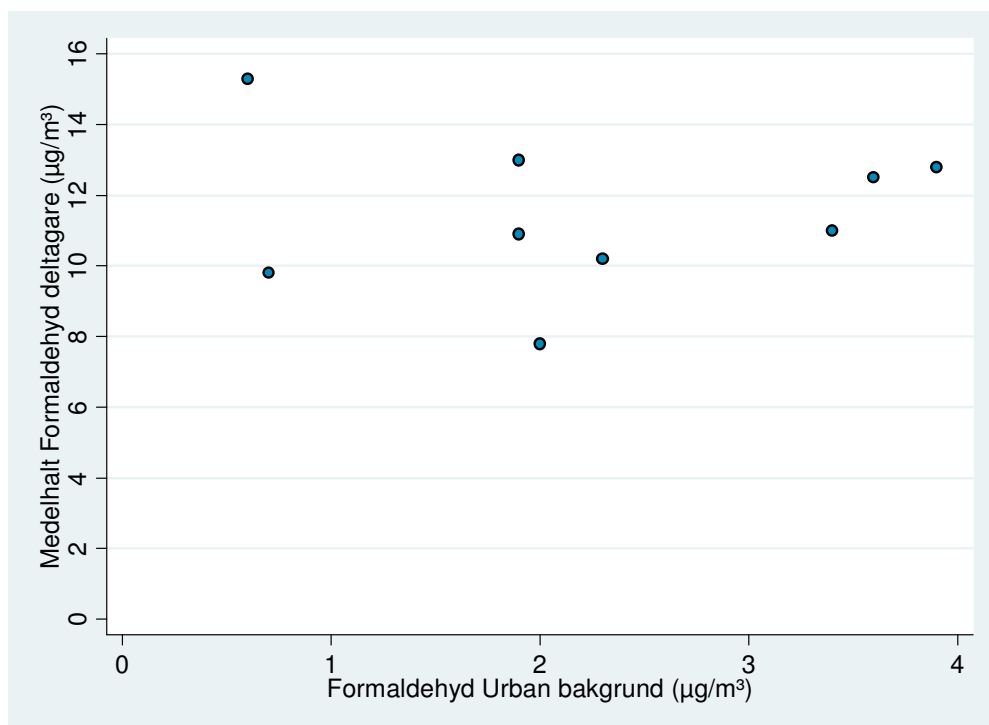


Figur 17a: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för bensen (n=2-8) per mätvecka och halterna av bensen i urban bakgrund motsvarande mätveckor. Det är två mätveckor som har sin punkt då urban bakgrund visar 0,5. Den röda punkten visar medelvärdet för den mätvecka då deltagaren med den förhöjda halten deltagit, den gröna punkten visar motsvarande mätvecka med deltagarens halt exkluderad (n=9).

Medelhalten för den personliga exponeringen för bensen visade inget samband med halten uppmätt i urban bakgrund ($\rho=0,66$, $p=0,055$) eller med halten uppmätt vid den trafikerade gatan ($\rho=0,19$, $p=0,63$). (Fig. 17a och 17b) Då deltagaren med den mycket förhöjda halten bensen exkluderades ur analysen fanns dock ett samband mellan den personliga exponeringen och halterna i urban bakgrund ($\rho=0,77$ $p= 0,02$).

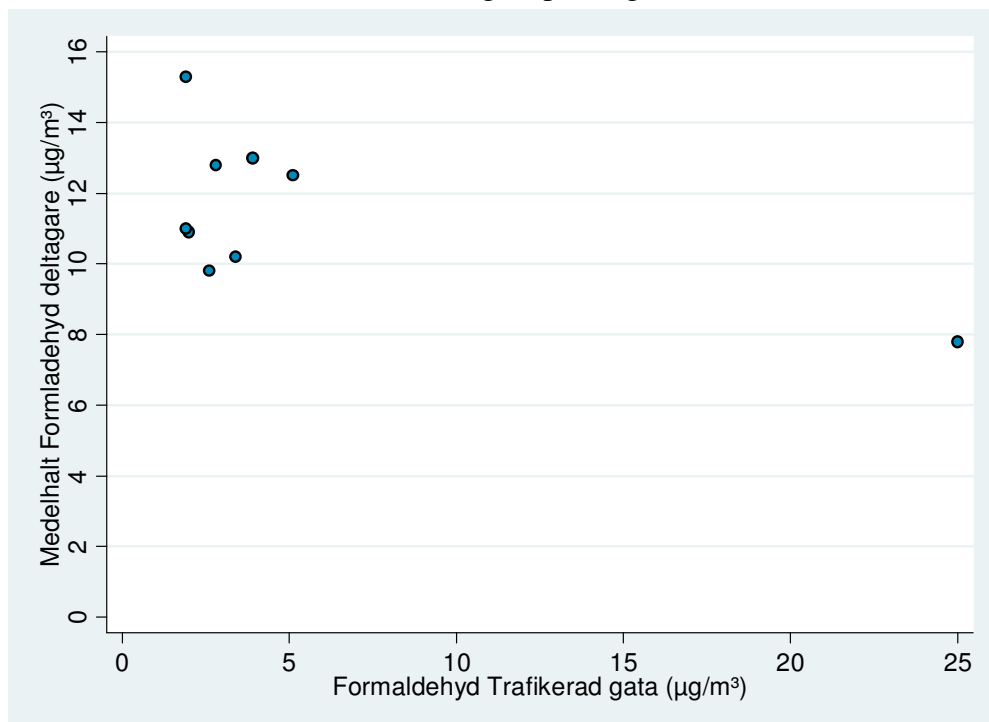


Figur 17b: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för bensen (n=2-8) per mätvecka och halterna av bensen vid trafikerad gata motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

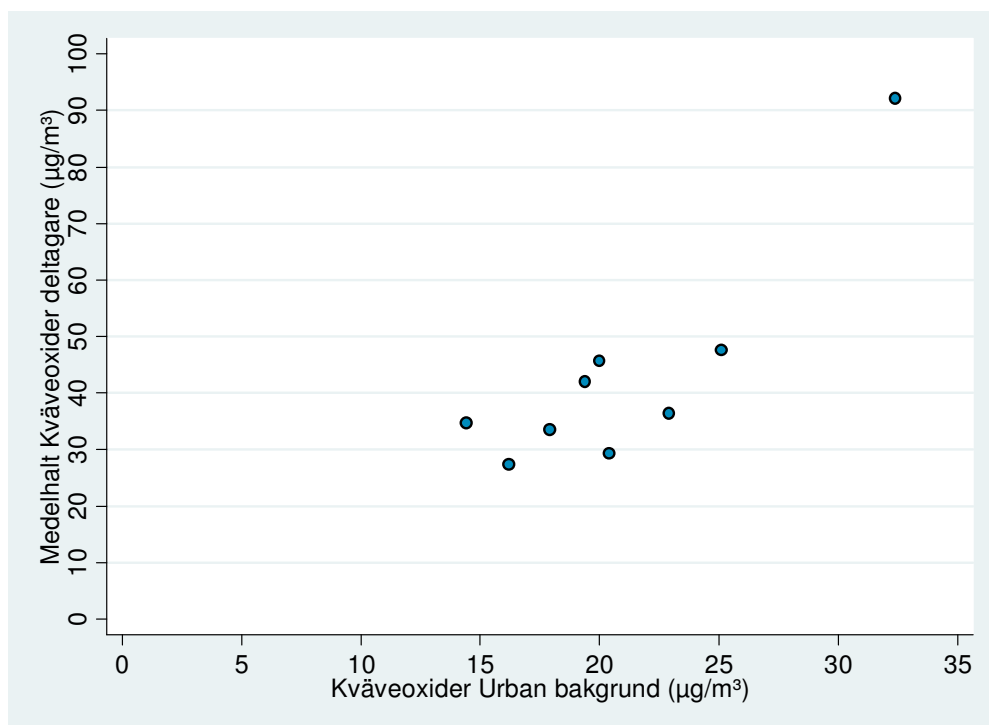


Figur 18a: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för formaldehyd (n=2-8) per mätvecka och halterna av formaldehyd i urban bakgrund motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

Den personliga exponeringen för formaldehyd hade inget signifikant samband med formaldehydhalterna på den urbana bakgrundsplatsen ($\rho=-0,017$, $p=0,97$) eller på referensplatsen trafikerad gata ($\rho=-0,30$, $p=0,43$). (Fig. 18a och 18b) I figur 18b är det ett värde för trafikerad gata som sticker ut ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ingen specifik förklaring har hittats för detta, en orsak kan vara kontaminering av provtagaren.



Figur 18b: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för formaldehyd (n=2-8) per mätvecka och halterna av formaldehyd vid trafikerad gata motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

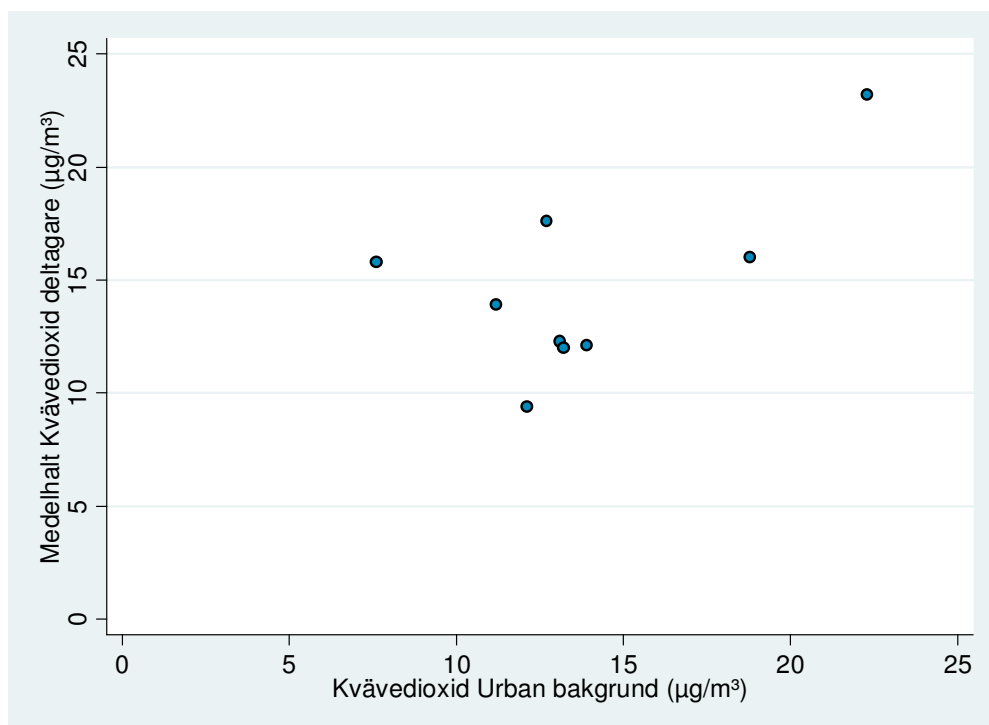


Figur 19a: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för kväveoxider (n=2-8) per mätvecka och halterna av kväveoxider i urban bakgrund motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns ett signifikant samband mellan halterna. ($p=0,042$)

Den personliga exponeringens medelhalter av kväveoxider för de nio mätveckorna hade ett signifikant samband med halterna för kväveoxider i den urbana bakgrunden ($\rho=0,68$, $p=0,042$). Samma korrelation sågs inte med halterna vid den trafikerade gatan ($\rho=0,23$, $p=0,55$). (Fig. 20a och 20b) Korrelationen mellan den personliga exponeringen och den urbana bakgrunden påverkas av den mätvecka då halterna var högre än för övriga mätveckor. Exkluderas mätveckan ur beräkningen kvarstår inte det signifikanta sambandet.

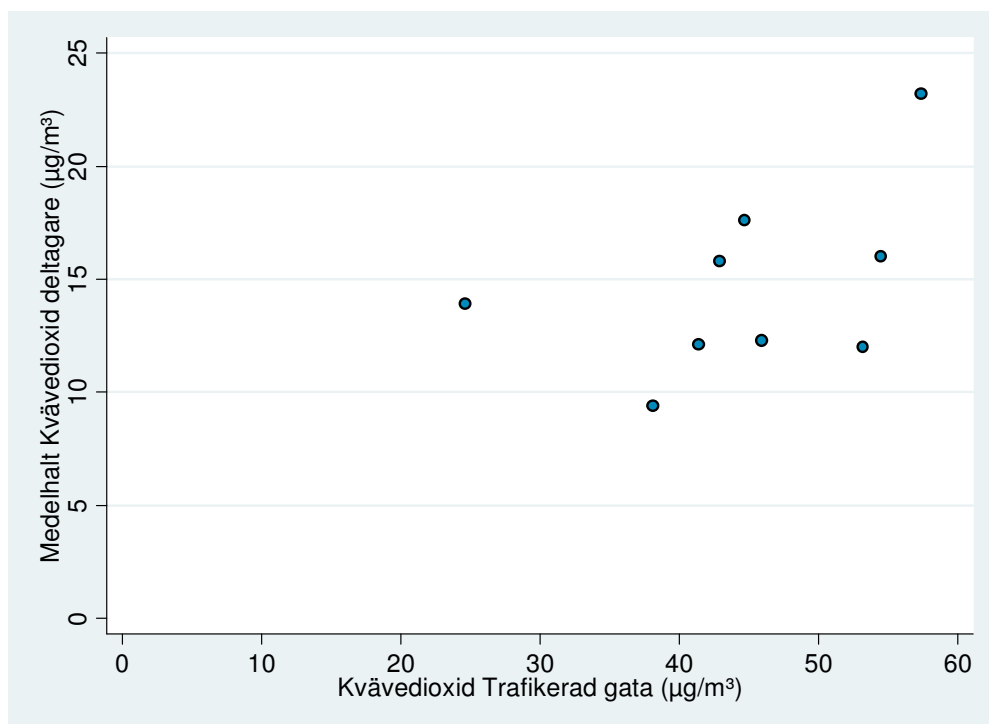


Figur 19b: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för kväveoxider (n=2-8) per mätvecka och halterna av kväveoxider vid trafikerad gata motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.



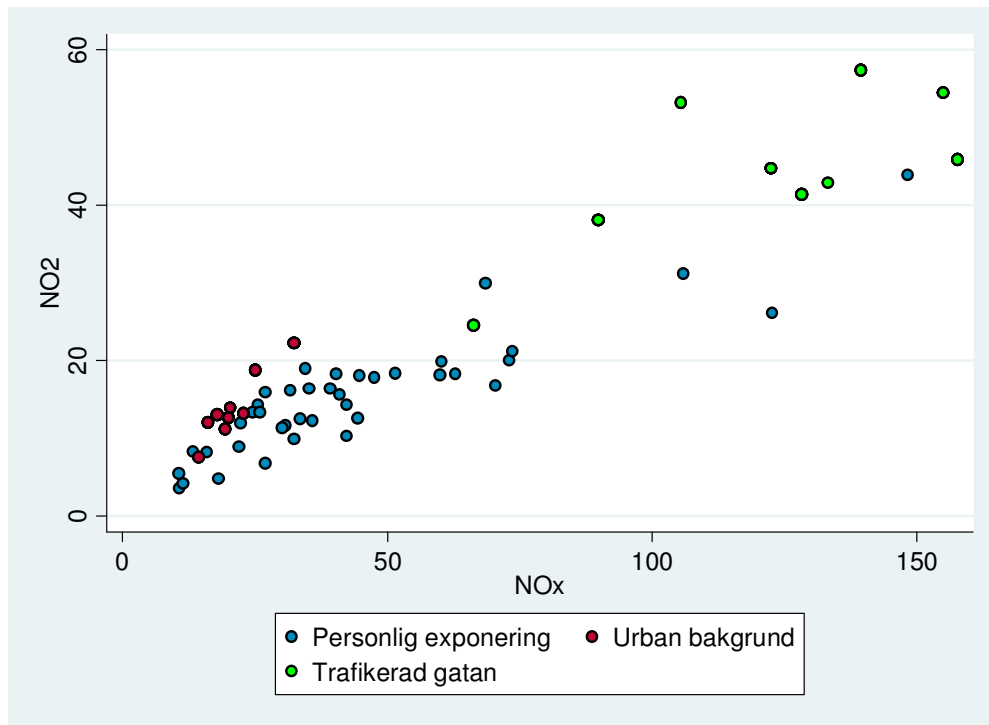
Figur 20a: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för kvävedioxid (n=2-8) per mätvecka och halterna av kvävedioxid i urban bakgrund motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

Resultaten för den personliga exponeringen för kvävedioxid hade inget signifikant samband med någon av referensplatsernas kvävedioxidhalter för de nio mätveckorna (urban bakgrund: $\rho=0,27$, $p=0,49$, trafikerad gata: $\rho=0,5$, $p=0,17$). (Fig. 20a och 20b)



Figur 20b: Diagrammet visar korrelationen mellan medelvärdet för den personliga exponeringen för kvävedioxid (n=2-8) per mätvecka och halterna av kvävedioxid vid trafikerad gata motsvarande mätveckor (n=9). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

I figur 21 visas sambanden mellan kväveoxider och kvävedioxid för den personliga exponeringen, den urbana bakgrunden och den trafikerade vägen. Figuren illustrerar även hur halterna på de olika platserna förhåller sig till varandra. Halterna för den trafikerade gatan är högre än samtliga mätningar i den urbana bakgrunden. För den personliga exponeringen ligger halterna även till stor del högre än i den urbana bakgrunden.

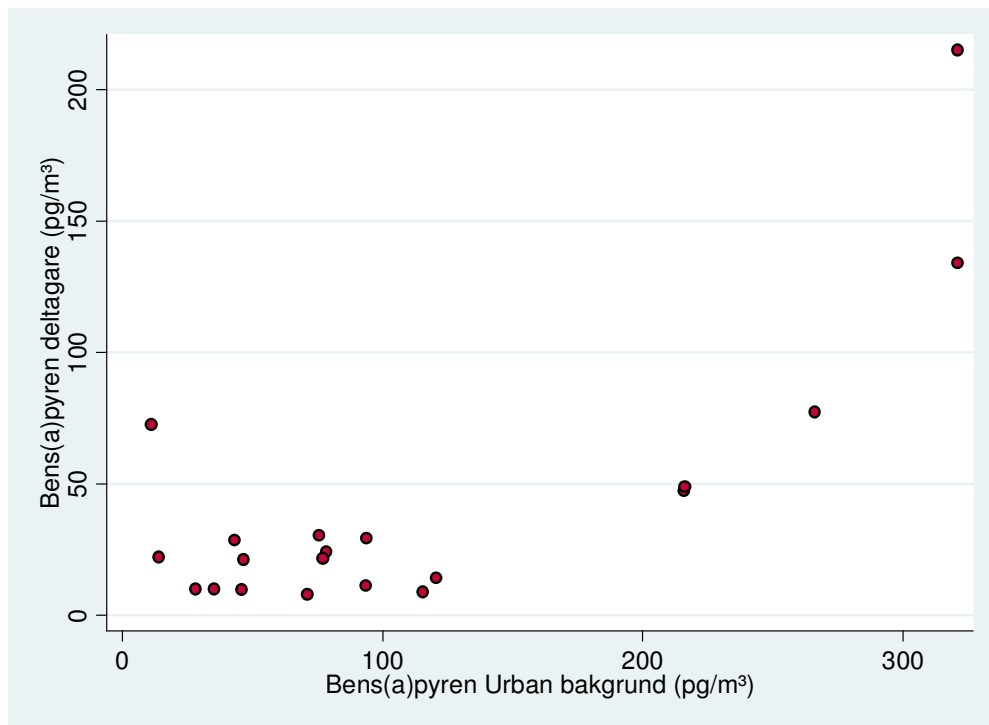


Figur 21: Diagrammet visar hur kväveoxider och kvävedioxid förhåller sig till varandra och till de andra mätplatserna för den personliga exponeringen, i urban bakgrund och vid trafikerad gata.
 Personlig exponering: n=40 Urban bakgrund och Trafikerad gata: n=9

Den personliga exponeringen för kväveoxider hade även ett signifikant samband med den urbana bakgrundsplatsens halter av bens(a)pyren ($\rho=0,738$, $p=0,037$), oorganiskt kol ($\rho=0,76$ $p=0,028$), organiskt kol ($\rho=0,74$ $p=0,036$). (Fig. A10, A11 och A12, bilaga 6) Det fanns dock inget samband med referensplatsens mätningar av $PM_{2.5}$.

5.6 Samband - Stationära inomhus- och referensmätningar

Det utfördes totalt 20 inomhusmätningar av $PM_{2.5}$, ett antal PAH:er och sot. Sambandet mellan inomhusmätningarna hos de 20 deltagarna och referensplatserna motsvarade mätperiod redovisas i figur 22 samt i tabell A3, figur A13, A14 och A15 i bilaga 6.



Figur 22: Diagrammet visar korrelationen mellan deltagarnas halter av bens(a)pyren (n=20) och halterna av bens(a)pyren motsvarade två dygn i urban bakgrund (n=12). Det var ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,046$).

Det förelåg ingen korrelation mellan de inomhusmätningarnas halter av $PM_{2.5}$ och halterna i urban bakgrund ($\rho=0,25$, $p=0,29$). Det fanns heller inget signifikant samband mellan halter av oorganiskt kol eller organiskt kol uppmätt inomhus och i urban bakgrund (Oorganiskt kol: $\rho=-0,0023$, $p=0,99$, Organiskt kol: $\rho=0,0079$, $p=0,97$). (Fig. A13, A14 och A15, bilaga 6) Dock förelåg ett samband mellan de stationära inomhusmätningarnas halter av bens(a)pyren och halterna i den urbana bakgrunden ($\rho=0,452$ $p=0,046$). (Fig. 22)

6 Diskussion

6.1 Personburna mätningar

Halter för den personliga exponeringen från studien jämförs i kommande avsnitt med halterna för den personliga exponeringen från år 2002. För samtliga ämnen har halterna minskat från 2002 till 2009, se figur 23. Halterna för övriga städer finns i bilaga 7. Värt att notera är att mätningarna 2002 och 2009 gjordes under olika kvartal på året, 2002 under årets första kvartal och 2009 under årets sista kvartal. De olika tidpunkterna kan ha påverkat halterna och således skillnaden mellan 2002 och 2009. Dock visar Stockholms stads uppmätta årsmedelvärde av kvävedioxid för 2002 och 2009 en minskning av halterna sedan 2002, vilket stämmer överens med den observerade minskningen i denna studie.

1,3-butadien

För 1,3-butadien var medianhalten för den personliga exponeringen den första mätomgången $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelhalten var $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten för den personliga exponeringen var högre än på referensplatserna (urban bakgrund: $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, trafikerad gata: $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Det är även en statistiskt säkerställd minskning ($p=0,008$) jämfört med den personliga exponeringen 2002 då medelhalten var $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Fig. 23) Institutet för miljömedicins rekommenderade nivå för 1,3-butadien är $0,2\text{--}1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Finnberg et al. 2004).

Förekomst av 1,3-butadien, bortsett från yrkesexponering inom till exempel plastindustrin (Victorin 1998), beror vanligtvis på vedeldning, fordonsavgaser och cigarettrök (Finnberg et al. 2004, Gustafson et al. 2007). Bland dessa var rökning den enda faktorn som var signifikant korrelerad med förhöjda halter av 1,3-butadien. Dock var det ett mycket litet antal deltagare som var rökare (fem deltagare), vilket kan ha påverkat utfallet av analysen. Tid tillbringad i trafik eller huruvida deltagarna bodde i eller utanför innerstaden korrelerade inte med 1,3-butadien halten. Dock uppmättes en förhöjd halt hos en deltagare jämfört med övriga deltagare. Deltagaren uppgav att han exponerades för lösningsmedel, fordonsavgaser eller bensen under sin fritid, eldade i braskamin och utöver detta hade ett inbyggt garage i sin bostad och färdades till arbetet med bil eller moped. Dessa faktorer förklarar troligtvis de högre halterna. Halten av 1,3-butadien och bensen korrelerar i normalfallet, men i studien fanns inget samband i den första mätomgången. I den andra mätomgången fanns dock en korrelation mellan ämnena.

Bensen

Medianhalten för den personliga exponeringen för bensen var mätomgång ett $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelhalten var $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten för den personliga exponeringen var högre än medianhalten i urban bakgrund ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men i princip i samma nivå som medianhalten uppmätt vid trafikerad gata ($1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$). År 2002 var bensenmedelhalten för den personliga exponeringen $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och en statistiskt säkerställd minskning har skett fram till år 2009 ($p<0,001$). (Fig. 23) Institutet för miljömedicin rekommenderar en lågrisknivå för bensen på $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (långtidsmedelvärde) (Fransson-Steen 1994).

Bensenexponering beror främst på bilavgaser och bensinångor (Victorin 1998, Horton et al. 2006), men kan även påverkas av vedeldning (Gustafson et al. 2007). Som tidigare nämnts har benseninnehållet i bensen minskat (Naturvårdsverket 2002, SPI 2010) vilket troligtvis delvis bidragit till de lägre halterna. Dock fanns ingen skillnad i exponering för bensen beroende på ifall mycket eller lite tid tillbringats i trafik eller mellan deltagare som bodde i

eller utanför innerstaden. Det var inte heller någon skillnad mellan rökare och icke-rökare. Bensen och 1,3-butadien korrelerar ofta med varandra, men faktorer som vedeldning kan göra att bensenhalterna blir högre. I den första mätomgången sågs ingen korrelation mellan 1,3-butadien och bensen, till skillnad från den andra mätomgången där halterna visade ett signifikant samband. Bensen visade även ett signifikant samband med kvävedioxid och kväveoxider, vilket kan bero på att fordonsavgaser är den vanligaste källan i tätorter för den typen av luftföroreningar. Bensen bildas i motorn och kan finnas i högre halter i avgaserna än innehållet bensen i bensinen (Bruehlmann et al. 2005, Bruehlmann et al. 2007). Den deltagare som hade hög 1,3-butadienhalt hade även väsentligt högre bensenhalt än övriga deltagare.

Formaldehyd

Medianhalten för formaldehyd var den första mätomgången $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelhalten var $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Därmed var den personliga exponeringen väsentligt högre än halterna vid de båda referensplatserna. På den urbana bakgrundsplatsen var medianhalten $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och vid trafikerad gata $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten har även sjunkit något jämfört med 2002, då medelhalten för den personliga exponeringen var $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figur 23), det är dock ingen signifikant skillnad ($p=0,06$). De rekommenderade halterna från Institutet för miljömedicin är $12\text{--}60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Victorin 1998) och regeringens generationsmål för formaldehyd är $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Naturvårdsverket 2007).

Formaldehydexponering har flera källor. Bilavgaser och cigarettök är två faktorer som har betydelse (Naturvårdsverket 2004, Naturvårdsverket 2007). I denna studie fanns dock ingen signifikant skillnad mellan rökare och icke-rökare eller skillnader beroende på ifall mycket eller lite tid tillbringats i trafik. Resultatet kan ha påverkats av att det i studien bara var fem rökare. Även byggmaterial, möbler, textilier, läder, vattenbaserad färg och gummi avger formaldehyd till luften och detta gör formaldehyd till ett inomhusmiljöproblem (IARC 3, Naturvårdsverket 2004). En signifikant skillnad som sågs i studien var den mellan boende i innerstaden respektive utanför innerstaden, där deltagarna bosatta utanför innerstaden hade högre halter av formaldehyd. Eftersom emissioner av formaldehyd minskar över tid undersöktes huruvida bostäderna utanför innerstaden var byggda under senare tid (efter 1991) och därmed antas avge högre emissioner av formaldehyd (Kemi 2010). Så var dock inte fallet i denna studie. För fyra av deltagarna var den personliga exponeringen för formaldehyd något högre jämfört med övriga mätningar, varav en deltagare var bildlärare och två uppgav kontakt med lösningsmedel, fordonsavgaser eller bensen under sin fritid. Den fjärde deltagaren uppgav ingen särskild exponering.

Kväveoxider

Den personliga exponeringens medianhalt av kväveoxider var $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och medelhalten var $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I halterna för den personliga exponeringen av kväveoxider var högre än motsvarande halter på den urbana bakgrundsplatsen (median: $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men väsentligt lägre än vid den trafikerade gatan (median: $128 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mätning av kväveoxidhalter ingick inte i studien 2002 eller i övriga studier och det finns därför inga mätdata att jämföra med. Det finns inga gränsvärden för kväveoxider som grupp.

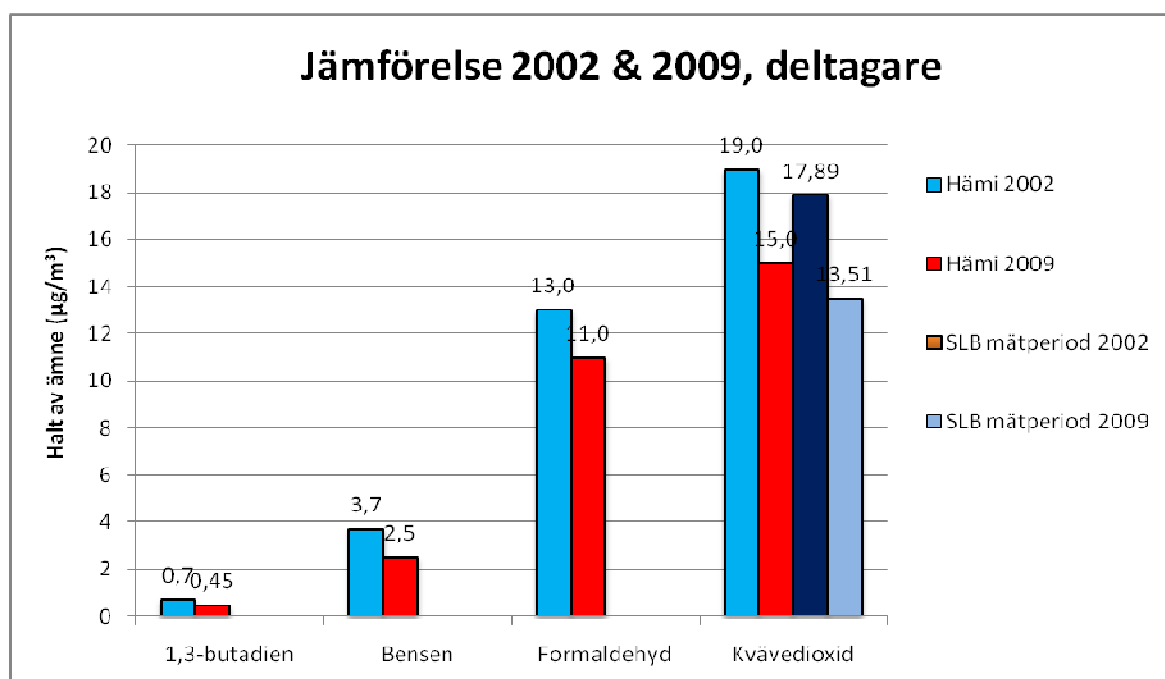
Kväveoxider bildas vid förbränning och fordonsavgaser är den största källan för kväveoxider i Stockholm (Naturvårdsverket 2005). Det fanns ett signifikant samband mellan personlig exponering för kväveoxider och bensen vilket kan förklaras av att även bensenhalten till stor del beror på fordonsavgaser. För kväveoxider var det en stor skillnad mellan de två referensplatserna, medianhalten var ungefär sex gånger högre vid trafikerad gatan än i urban bakgrund. Det var dock ingen skillnad mellan deltagare som bodde i eller utanför innerstaden

eller huruvida mycket eller lite tid tillbringades i trafik. Även faktorer i inomhusmiljön kan påverka kväveoxidexponeringen (Diette et al. 2008, Levy et al. 1998). En signifikant skillnad fanns mellan deltagare med och utan gasspis, där deltagarna med gasspis (åtta deltagare) exponerades för högre halter av kväveoxider. Två av deltagarna hade högre halter än övriga deltagare. En av deltagarna hade kontakt med lösningsmedel, fordonsavgaser eller bensen under sin fritid och hade gasspis i bostaden. Deltagaren hade även hög kvävedioxidhalt. Den höga halten för den andra deltagaren kunde inte förklaras av den tillgängliga informationen om deltagarens aktiviteter.

Kvävedioxid

Både median- och medelhalt av kvävedioxid för den personliga exponeringen var $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halterna var något högre än i urban bakgrund (median: $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men väsentligt lägre än vid den trafikerade gatan (median: $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jämfört med 2002, då medelhalten för den personliga exponeringen var $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, har halterna minskat vilket även är statistiskt säkerställt ($p=0,03$). (Fig. 23) Gränsvärdet för kvävedioxid är $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (årsmedelvärde) (Förordning 2001:527).

Kvävedioxid bildas vid all typ av förbränning och i Stockholm är biltrafiken den största källan (Naturvårdsverket 2005, Naturvårdsverket 2009). Den personliga exponeringen för kvävedioxid korrelerade med bensen, som också påverkas av fordonsavgaser. Det är mycket stora skillnader mellan de två referensmätplatserna. Den trafikerade gatan har ungefär tre gånger högre halt jämfört med den urbana bakgrunden. Dock fanns det ingen skillnad beroende på ifall mycket eller lite tid tillbringats i trafik under mätperioden eller mellan den personliga exponeringen för deltagare boende i eller utanför innerstaden. Även källor från inomhusmiljön kan påverka den personliga exponeringen för kvävedioxid (Diette et al. 2008). Det var en signifikant skillnad mellan deltagare med och utan gasspis i hemmet där deltagare med gasspis (åtta deltagare) exponerades för högre halter av kvävedioxid. En deltagare hade högre halt än övriga deltagare i studien. Denna individ uppgav exponering för lösningsmedel, fordonsavgaser eller bensen under arbetstid och fritid samt hade gasspis i hemmet. Den personliga exponeringen för kvävedioxid stämmer även överens med stationära mätningar utförda av Stockholms stads under samma perioder. (Fig. 23)



Figur 23: Diagrammet visar deltagarnas medelhalter för den personliga exponeringen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från studien 2002 och studien 2009. Halterna har för samtliga ämnen minskat sedan studien 2002. I figuren redovisas även halterna av kvävedioxid från Stockholms stads mätningar vid urban bakgrund under samma mätperioder (SLB mätperiod). Källa: www.slb.nu

Variabilitet

För samtliga ämnen som provtogs med personburna mätare så var mellanindivids variabiliteten hög och inomindivids variabiliteten låg, extra tydligt för formaldehyd, kväveoxider och kvävedioxid. Detta förstärker ytterligare intrycket om att de viktigaste exponeringskällorna för dessa ämnen inte återfinns i den yttre miljön utan påverkas mer av individuella exponeringar.

6.2 Stationära inomhusmätningar

PM_{2.5}

Medianhalten för PM_{2.5} var 7,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ medelhalten var 7,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Medianhalten inomhus hos deltagarna var nästan dubbelt så hög som halten i den urbana bakgrunden (medianhalt: 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ medelhalt: 5,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Provtagning av PM_{2.5} ingick inte i studien 2002 i Stockholm och det finns därför inga data att jämföra med. Medelhalten för PM_{2.5} var högre i Stockholm än i Umeå 2007 (2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och Malmö 2008 (5,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) men lägre än i Lindesberg 2005 (11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och i Göteborg 2006 (9,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Andersson et al. 2006, Hagenbjörk-Gustafsson et al. 2008, Johannesson et al. 2008, bilaga 7). Miljökvalitetsnormen för PM_{2.5} är 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dygnsmedelvärde) och ska vara uppfylld innevarande år (2010). Just nu överskrids normen dock i Stockholm (Naturvårdsverket 2009).

Utomhushalterna av PM_{2.5} påverkas huvudsakligen av långväga transport av fina partiklar men även lokala utsläpp av fordonsavgaser och slitage partiklar bidrar till halterna (Naturvårdsverket 2007). Det var dock ingen signifikant skillnad mellan stationära inomhusmätningar utförda hos deltagare som var boende i eller utanför innerstaden, där trafiktätheten är olika. Även flera inomhusfaktorer kan påverka halterna av PM_{2.5}. Matlagning, husdjur, rökning och tända ljus kan avge partiklar och dammsugning kan också påverka halterna (Diette et al. 2008, Sørensen et al. 2005). Det är möjligt att någon av faktorerna kan ha påverkat en enskild stationär mätning, dock var det för få deltagare som angivit dessa aktiviteter i dagböckerna för att en analys av de generella sambanden skulle kunna göras. En deltagare hade något högre halter av PM_{2.5} men någon förklaring fanns inte i den information som var tillgänglig kring deltagarens aktiviteter.

Polycykliska aromatiska kolväten

Medianhalten för de stationära inomhusmätningarna av bens(a)pyren var 25 pg/m^3 och medelhalten var 43 pg/m^3 . Halterna för inomhusmätningarna var ungefär två gånger lägre än i urban bakgrund (medianhalt: 56 pg/m^3 , medelhalt: 111 pg/m^3). Inomhusmätningarnas halter har sjunkit sedan studien 2002 då medelhalten för inomhusmätningarna var 140 pg/m^3 och det är en signifikant skillnad ($p < 0,001$). Målvärdet för bens(a)pyren är 1,0 ng/m^3 (1 000 pg/m^3), men den rekommenderade lågrisknivån är 0,1 ng/m^3 (100 pg/m^3) (Boström et al. 2002, Direktiv 2004/107/EG).

Bens(a)pyren och övriga PAH:er påverkas i tätortsluft till stor del av trafikavgaser och vedeldning (Gustafson et al. 2008, Naturvårdsverket 2007) samt av långväga transport eftersom många PAH:er är partikelbundna (Han & Naehler 2006, Naturvårdsverket 2007). Det var dock ingen signifikant skillnad mellan stationära inomhusmätningar hos deltagare som var boende i eller utanför innerstaden, där trafikbelastningen kan antas vara högre i

innerstaden. Även inomhusfaktorer som till exempel cigarettök och stekning av mat kan påverka halterna av PAH:er (Chiang et al. 1999, Han & Naeher 2006, Zhu & Wang 2003), men som tidigare nämnts var det för få deltagare som angett dessa aktiviteter för att analys av de faktorernas inverkan skulle kunna utföras. En deltagare hade högre halter av bens(a)pyren än övriga deltagare. Deltagaren var bosatta i närheten av en högt trafikbelastad väg (Essingeleden) vilken kan ha påverkat halten.

Sot

De stationära inomhusmätningarnas median- och medelhalt för oorganiskt kol var $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten i urban bakgrund var liknande den för inomhusmätningarna (medianhalt och medelhalt: $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Även för organiskt kol var medianhalterna för inomhus- och referensmätningar i samma nivå. Både median- och medelhalt var för inomhusmätningarna $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och motsvarande halter i urban bakgrund var $0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respektive $0,34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ingen av de tidigare studierna har motsvarande data att jämföra med eftersom sot var ett tillägg i denna studie.

Sot är en av restprodukterna vid förbränning och de huvudsakliga källorna som påverkar halter i tätortsluft är fordonsavgaser och vedeldning (Naturvårdsverket 2007, SLB 2007). Inomhus har man påvisat samband mellan hur länge ljus varit tända och sothalter (Sørensen et al. 2005) men det var inte möjligt att genomföra en sambandsanalys eftersom för få deltagare angivit att de haft tända ljus. Det var även för få som angivit övriga inomhusfaktorer, såsom dammsugning eller matlagning, för att en analys skulle vara möjlig. Halter av sot inomhus påverkas även av sothalter utomhus (Götschi et al. 2002) vilka sannolikt är högre i innerstaden där trafikbelastningen är högre. Det fanns dock ingen signifikant skillnad mellan stationära inomhusmätningar hos deltagare som bodde i och utanför innerstaden. En deltagare hade något högre halt av oorganiskt kol än övriga deltagare och låg i toppskiktet av halterna av organiskt kol. Deltagaren bodde mycket nära en högt trafikbelastad väg (Essingeleden), vilket kan ha påverkat sothalterna i det fallet.

6.3 Stationära referensmätningar

Resultaten från studien jämförs i kommande avsnitt med resultaten från år 2002, då studien tidigare genomförts i Stockholm. Mätplatsen, som motsvarar trafikerad gata är densamma, Hornsgatan, medan mätplatsen som motsvarar urban bakgrund har ändrats. År 2002 var mätplatsen placerad på Rosenlundsgatan och år 2009 var mätplatsen istället Wollmar Yxkullsgatan, platserna finns dock inom samma stadsdel av Stockholms innerstad och på taknivå. Samtliga ämnen (förutom formaldehyd på referensplatsen motsvarande trafikerad gata) har liknande eller lägre halter (Fig. 24 och 25). De lägre halterna beror förmodligen på att äldre bilar under perioden fasats ut och att allt fler fordon har katalytisk rening av fordonsavgaser (Finnberg et al. 2004, Naturvårdsverket 2007). Halterna för övriga städer finns i bilaga 8.

1,3-butadien

Medelhalten för 1,3-butadien var i urban bakgrund $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för de nio mätveckorna. Vid den trafikerade gatan var medelhalten högre, $0,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dessa halter kan jämföras med tidigare uppmätta halter från år 2002, då medelhalten i urban bakgrund var $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid trafikerad gata var medelhalten för 1,3-butadien $0,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Halten är i princip oförändrad på referensplatsen som motsvarar urban bakgrund och är inte någon signifikant skillnad ($p=0,19$). Samtidigt har halten nästan halverats vid den trafikerade gatan och skillnaden är statistiskt säkerställd ($p=0,009$). (Fig. 24) I den nuvarande studien korrelerade halterna för

1,3-butadien med halterna för bensen på bägge referensplatser, vilket var förväntat. Även kväveoxidhalten korrelerade med 1,3-butadienhalten vid den trafikerade gatan.

I utomhusluft beror 1,3-butadienhalter främst på bilavgaser (Finnberg et al. 2004). Detta kan förklara varför halterna var högre på referensplatsen vid trafikerad gata jämfört med i urban bakgrund som är i taknivå och inte är i direkt kontakt med trafik. En liknande skillnad sågs även i studien 2002. Även korrelationen mellan 1,3-butadien och kväveoxider vid den trafikerade gatan beror troligtvis på att bägge påverkas av bilavgaser.

Bensen

I urban bakgrund var medelhalten för bensen $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I likhet med 1,3-butadien uppmättes högre halter vid trafikerad gata där medelhalten var $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för de nio mätveckorna. De mätningar som utfördes 2002 resulterade i högre halter på bägge referensplatser. I urban bakgrund var medelhalten 2002 dubbelt så hög, $1,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och det är en statistiskt säkerställd skillnad mellan halterna 2002 och 2009 ($p=0,005$). Medelhalten vid den trafikerade gatan var $4,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tre gånger högre jämfört med år 2009 och även i detta fall var det en signifikant skillnad ($p=0,0008$). För bensen har det således skett en minskning vid bägge referensplatserna mellan 2002 och 2009. (Fig. 24) Som tidigare nämnts sågs i den nuvarande studien en signifikant korrelation mellan bensen och 1,3-butadien både i urban bakgrund och vid trafikerad gata.

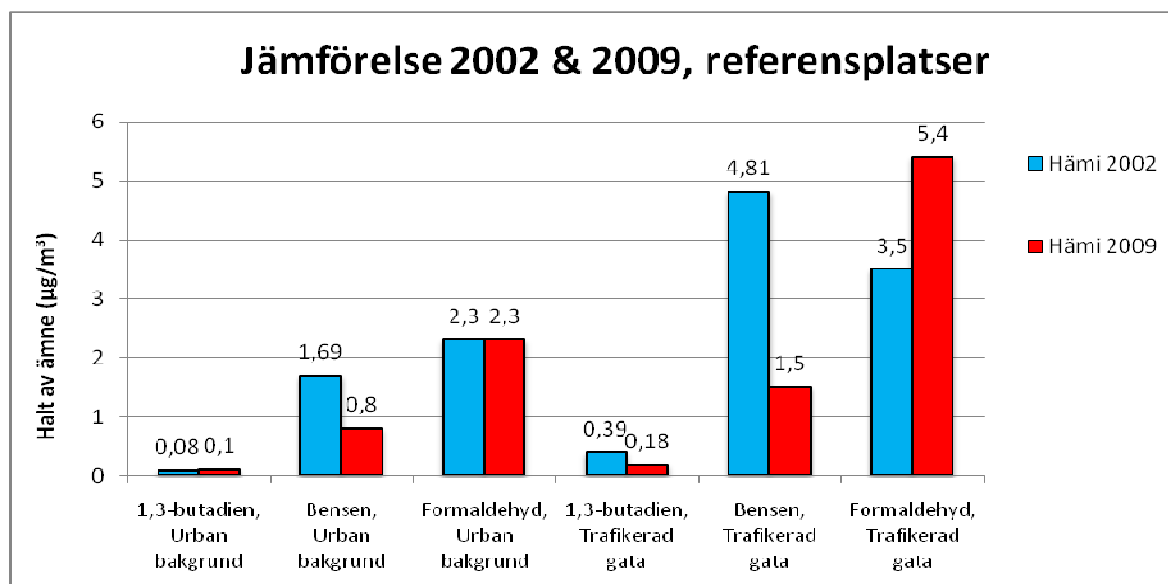
Förekomsten av bensen i utomhusluft beror, liksom 1,3-butadien, på bilavgaser (Victorin 1998). Utöver det påverkar vedeldning halten bensen (Gustafson et al. 2007). Bilavgaser har dock ett större inflytande på halterna i Stockholms innerstad. Benseninnehållet i bensin har minskat under åren. Det har skett en minskning på 70 procent mellan 1994 och 2000 (Naturvårdsverket 2002, SPI 2010) vilket, förutom katalytisk rening, förmodligen bidragit till minskningen av bensenhalterna. Som tidigare nämnts kan bensen dock bildas i motorn även och finnas i högre halter än procentandelen bensen som finns i bensinen (Bruehlmann et al. 2005, Bruehlmann et al. 2007). Liksom för 1,3-butadien har den urbana bakgrundsplatsen lägre halter än referensplatsen vid den trafikerade gatan, och ett likadant samband fanns år 2002.

Formaldehyd

För formaldehyd var medelhalten $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i urban bakgrund. Vid trafikerad gata var medelhalten $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Mellan provtagningen 2002 och den senaste provtagningen skedde ingen förändring av medelhalten vid referensplatserna som motsvarande urban bakgrund ($2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men en ökning vid den trafikerade gatan där medelhalten 2002 var $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det var inte en statistiskt säkerställd skillnad mellan halterna 2002 och 2009 (Urban bakgrund: $p=0,87$, Trafikerad gata: $p=0,64$). (Fig. 24)

Formaldehyd har många källor, exempelvis via bilavgaser, emissioner från byggmaterial, möbler, textilier och vattenbaserad färg (IARC 3, Naturvårdsverket 2004), vilka till stor del snarare hör till inomhusmiljön än utomhusmiljön. Att deltagarnas uppmätta inomhushalter är markant högre än motsvarande halter utomhus vittnar om inomhusmiljöns betydelse (se 6.1, Formaldehyd). Det är svårt att förklara varför det skett en förändring enbart vid den trafikerade gatan och inte i den urbana bakgrunden. En möjlighet är att det beror på en förändring av fordonsbränslen och att detta i högre grad påverkar mätningarna vid den trafikerade gatan. Formaldehydemissionerna är högre vid användning av etanolbränsle än när vanlig bensin används och ökningen av formaldehyd vid den trafikerade gatan kan bero på att antalet fordon med alternativt bränsle, däribland etanol, har ökat i Stockholms innerstad

(Transportstyrelsen 2010, Williams et al. 2003, Winebrake et al. 2000, Winebrake et al. 2001).



Figur 24: Diagrammet visar halterna ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från studien 2002 och halterna från studien 2009 på de två referensplatserna urban bakgrund (Wollmar Yxkullsgatan 2009, Rosenlundsgatan 2002) och trafikerad gata. Halterna är i samma nivå eller har minskat för samtliga ämnen, förutom formaldehyd vid trafikerad gata som har ökat.

Kväveoxider

Medelhalten av kväveoxider för de nio mätveckorna uppmättes i den urbana bakgrunden till $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid den trafikerade gatan var halten betydligt högre, $122 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Motsvarande resultat redovisas inte i rapporten från 2002 i Stockholm och redovisas inte heller i de tidigare studierna i Göteborg (2000, 2006), Umeå (2001, 2007), Malmö (2003, 2008) eller Lindesberg (2005). Generellt kan sägas att halten av kväveoxider har minskat i Stockholm under 2000-talet (Naturvårdsverket 2007). Som tidigare nämnts fanns ett signifikant samband mellan kväveoxid- och kvävedioxidhalter.

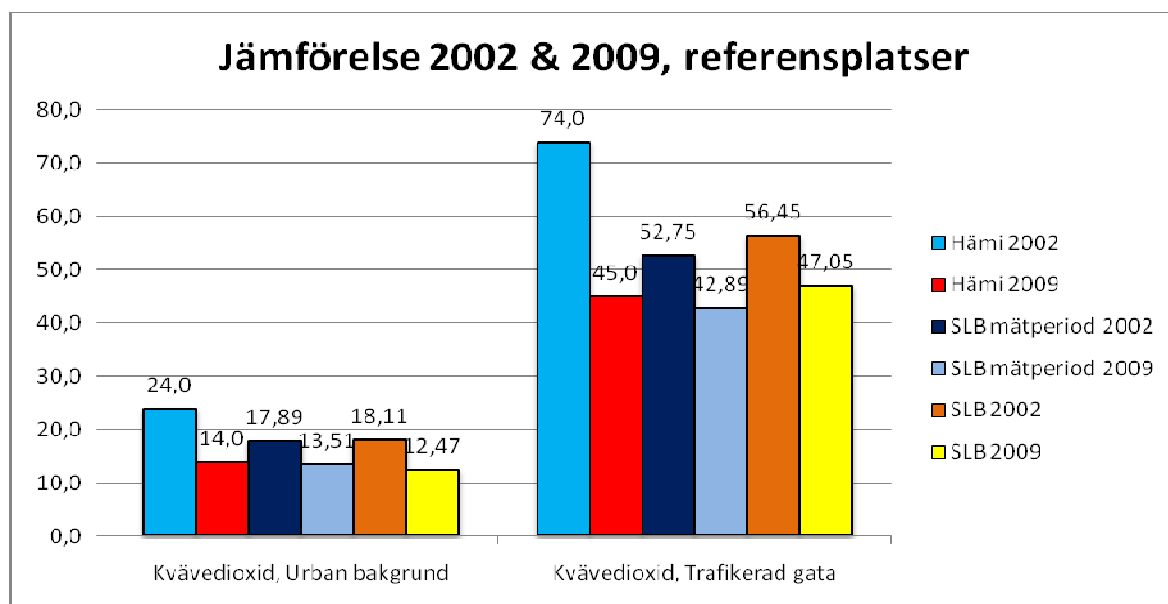
Kväveoxider bildas vid all form av förbränning. I utomhusmiljön i Stockholm beror halterna till största delen på avgaser från biltrafiken (Naturvårdsverket 2005). Det blir tydligt när halterna från de två referensplatserna jämförs. Den trafikerade gatan har ungefär sex gånger högre halter jämfört med motsvarande halter i urban bakgrund.

Kvävedioxid

I den urbana bakgrunden uppmättes medelhalten av kvävedioxid till $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vid den trafikerade gatan var halten som väntat högre, $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det har skett en stor förändring sedan provtagningen år 2002, medelhalten i urban bakgrund var då $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Motsvarande halt vid trafikerad gata var $74 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det är en statistiskt säkerställd skillnad mellan halterna 2002 och 2009 på bägge referensplatser (Urban bakgrund: $p=0,007$, Trafikerad gata: $p=0,003$). Det fanns en signifikant korrelation mellan kvävedioxid- och kväveoxidhalter vid de två referensplatserna.

Kvävedioxidhalterna påverkas i Stockholm främst av utsläpp från biltrafiken och även av att kväveoxid och ozon oxiderar till kvävedioxid (Naturvårdsverket 2005, Naturvårdsverket 2009). Halterna i urban bakgrund var nästan tre gånger lägre än motsvarande halterna vid den

trafikerade gatan. Ett likadant samband sågs 2002 då den urbana bakgrunden hade ungefär tre gånger lägre halter jämfört med vid den trafikerade gatan. Halterna av kvävedioxid stämmer även väl överens med halterna från Stockholms stads mätningar under motsvarande mätperioder studien pågick. (Fig. 25)



Figur 25: Diagrammet visar medelhalterna för kvävedioxid ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) från studien 2002 och medelhalterna från studien 2009 på de två referensplatserna urban bakgrund (Wollmar Yxkullsgatan 2009, Rosenlundsgatan 2002) och trafikerad gata. Halterna av kvävedioxid har minskat sedan studien 2002. I figuren redovisas även halter från mätningar vid urban bakgrund och trafikerad gata samma mätperiod (SLB mätperiod) samt helår (SLB) utförda av Stockholms stad.

PM_{2.5}

PM_{2.5} hade i den urbana bakgrunden en medelhalt på $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de nio mätveckorna studien pågick och provtagningen utfördes endast på referensplatsen som motsvarade urban bakgrund. När studien utfördes i Stockholm 2002 undersöktes inte halten av PM_{2.5} och det finns därför inga data att jämföra resultatet med. Jämfört med de städer där studien utförts tidigare år ligger halten lägre än den gjorde i Lindesberg 2005 ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och Göteborg 2006 ($7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), och i princip i samma nivå med Umeå 2007 ($4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och Malmö 2008 ($5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), se bilaga 8. PM_{2.5}-halten hade ett signifikant samband med både oorganiskt och organiskt kol samt med bens(a)pyren.

Koncentrationen av PM_{2.5} beror till största delen på lufttransport från andra delar av Europa men även på slitagepartiklar och fordonsavgaser (Naturvårdsverket 2007). Att PM_{2.5} korrelerar med sot indikerar samband även med lokala utsläppskällor. Delmålet för PM_{2.5} inom miljö kvalitetsmålet "Frisk luft" ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) överskrids i nuläget i Stockholm (Naturvårdsverket 2009) och på grund av den långväga lufttransporten är det viktigt med ett samarbete inom EU för att minska halterna av PM_{2.5} (Naturvårdsverket 2007).

Polycykliska aromatiska kolväten

Medelhalten för bens(a)pyren under de nio mätveckorna var $111 \text{ pg}/\text{m}^3$ i urban bakgrund. Halterna har sjunkit sedan studien 2002 då medelhalten var $140 \text{ pg}/\text{m}^3$ på referensplatsen motsvarande urban bakgrund och skillnaden är statistiskt signifikant ($p=0,002$). Bens(a)pyren korrelerade i den urbana bakgrunden med PM_{2.5} samt med oorganiskt och organiskt kol.

Halterna av PAH:er påverkas i Stockholm främst av trafikavgaser och långväga transport (Han & Naehler 2006, Naturvårdsverket 2007). Sambandet med både PM_{2.5} och sot tyder på att halterna av PAH:er i Stockholm påverkas av båda typer av källor, eftersom PM_{2.5} till stor del påverkas av långväga transport och sot av med lokala utsläpp. Målvärdet för bens(a)pyren utfärdat av EU är 1,0 ng/m³, men rekommenderad halt från Institutet för miljömedicin är endast 0,1 ng/m³ (Boström et al. 2002, Direktiv 2004/107/EG).

Sot

Medelhalten vid den urbana bakgrundsplatsen för oorganiskt kol var för de nio mätveckorna 1,5 µg/m³ och för organiskt kol 0,34 µg/m³. Eftersom sot var ett tillägg i studien 2009 finns inga data att jämföra med från den tidigare studien i Stockholm eller de övriga städerna som utfört studien tidigare år. Dock fanns som tidigare nämnts ett samband mellan båda sotfraktioner och PM_{2.5} samt mellan båda sotfraktioner och bens(a)pyren.

Källor för sotpartiklar är i tätorter främst biltrafik och vedeldning, och sot korrelerar ofta med kväveoxider och påvisar även på det sättet ett samband med trafik (Naturvårdsverket 2007, SLB 2007). I denna studie korrelerade dock inte de uppmätta halterna av oorganiskt eller organiskt kol med halterna av kväveoxider i urban bakgrund. Däremot korrelerade som tidigare nämnts bägge sotfraktioner med bens(a)pyren, som påverkas av utsläpp från trafiken (Gustafson et al. 2008, Naturvårdsverket 2007).

6.4 Samband – Personburna mätningar och stationära referensmätningar

För att undersöka huruvida bakgrundsmätningar har något samband med den uppmätta personliga exponeringen av olika ämnen gjordes analyser av sambandet mellan den personburna provtagningens medelhalt per mätvecka (n=2-8) och referensplatsernas halter för motsvarande veckor (n=9).

Medianhalten av 1,3-butadien och bensen var högre för den personliga exponeringen än för referensmätningarna. Det fanns inget samband mellan den personliga exponeringen och de stationära mätningarna på referensplatserna för 1,3-butadien eller bensen. Att dessa inte korrelerade beror troligtvis på att deltagarna exponeras för någon eller några källor som påverkar halterna utöver fordonsavgaser, vilket är den primära källan för referensplatserna (Victorin 1998).

Även formaldehyd hade högre halter för den personliga exponeringen än på de två referensplatserna. Den personliga exponeringen för formaldehyd hade inget signifikant samband med formaldehydhalterna i urban bakgrund eller vid trafikerad gata. Formaldehyd har exponeringskällor i utomhusluften, till exempel från bilavgaser (Naturvårdsverket 2004, Naturvårdsverket 2007), men de främsta källorna finns i inomhusmiljön vilket påverkar den personliga exponeringen (IARC 3, Naturvårdsverket 2004). De allra flesta tillbringar större delen av sin tid inomhus i olika miljöer, vilket speglar sig i deltagarnas dagböcker där 89 procent av tiden uppges ha tillbringats inomhus (Fig. 2).

Halterna för den personliga exponeringen av kväveoxider och kvävedioxid var högre än i den urbana bakgrunden men väsentligt lägre än vid den trafikerade gatan. Den personliga exponeringen för kväveoxider uppvisade inget samband med halterna vid den trafikerade gatan, men i den urbana bakgrunden fanns ett signifikant samband mellan exponeringen och referensplatsmätningarna. Den personliga exponeringens halter av kvävedioxid korrelerade inte med någon av de två referensplatsernas mätningar. Även för kväveoxider och

kvävedioxid finns källor som påverkar den personliga exponeringen men som inte är relevanta för referensplatserna, till exempel gasspis i hemmet eller eldning i öppen spis (Diette et al. 2008, Levy et al. 1998).

Det fanns ett signifikant samband mellan den personliga exponeringen för kväveoxider och både oorganiskt och organiskt kol samt bens(a)pyren på den urbana bakgrundsplatsen. Detta beror troligtvis på att både sot, bens(a)pyren och kväveoxider har samma ursprungskälla, biltrafiken (Naturvårdsverket 2007, Naturvårdsverket 2009, SLB 2007). Det måste dock beaktas att det är olika lång mätperiod för de personburna mätningarna (sju dygn) och de stationära mätningarna (två dygn) med pump på referensplatsen.

6.5 Samband - Stationära inomhus- och referensmätningar

Även för PM_{2.5}, sot och PAH:er gjordes analyser mellan de stationära inomhusmätningarnas halter och halterna i den urbana bakgrunden (Wollmar Yxkullsgatans tak,).

Inomhusmätningarnas halter av PM_{2.5} visade inget samband med halterna i urban bakgrund. Halten av PM_{2.5} beror främst på fordonsavgaser och långväga transport från andra delar av Europa (Naturvårdsverket 2007) men även inomhuskällor såsom matlagning, tända ljus, dammsugning och husdjur i hemmet påverkar partikelhalter i deltagarnas hem (Diette et al. 2008, Sørensen et al. 2005). Att halterna var dubbelt så höga inomhus jämfört med referensplatsen är således inte särskilt anmärkningsvärt.

Det fanns ett signifikant samband mellan halterna av bens(a)pyren i urban bakgrund och halterna inomhus hos deltagarna. Även tidigare studier har påvisat ett sådant samband (Kingham et al. 2000, Naumova et al. 2002). Halterna av bens(a)pyren beror till stor del på utomhusfaktorer såsom trafikavgaser och vedeldning (Gustafson et al. 2008, Naturvårdsverket 2007) och halterna på referensplatsen var ungefär två gånger högre än halterna inomhus hos deltagarna. Högre halter utomhus jämfört med inomhus har även observerats i tidigare studier (Gustafson et al. 2008, Jędrychowski et al. 2007, Li & Ro 2000).

Medianhalterna av oorganiskt och organiskt kol för de stationära inomhus- och referensmätningarna var i samma nivå, men ingen av de två sotfraktionerna visade signifikant samband mellan inomhushalter och halterna uppmätta i den urbana bakgrunden. Halterna inomhus kan påverkas av inomhuskällor, såsom tända ljus (Sørensen et al. 2005), men starkare samband har hittats mellan inomhus- och utomhushalter av sot (Götschi et al. 2002). Således kan det förväntas att halterna inomhus hos deltagarna och utomhus på referensplatsen skulle korrelera, men så var inte fallet i denna studie.

7 Slutsatser

Ämnena vars exponering har undersökts i studien är 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kväveoxider och kvävedioxid samt PM_{2.5}, ett antal PAH:er och sot. En sammanfattning för den personliga exponeringen finns i tabell 17.

Få variabler uppvisade signifikanta samband med uppmätta halter av de olika ämnena. Tid i trafik korrelerade inte med något av ämnena trots att fordonsavgaser har betydelse för halterna i utomhusluft. Den personliga exponeringen hade generellt högre halter än mätningarna på referensplatserna, undantaget kvävedioxid och kväveoxider som var högre vid den trafikerade gatan. PM_{2.5} var högre inomhus, sothalterna var ungefär lika inomhus och utomhus och halterna av bens(a)pyren var högre utomhus. Det var för få deltagare som angivit de faktorer som kan påverka inomhushalterna vid provtagningen med pump, till exempel dammsugning

och tända ljus, för att kunna urskilja några generella samband mellan inomhushalter och specifika aktiviteter. Endast den personliga exponeringen för kväveoxider och de stationära inomhusmätningarna av bens(a)pyren korrelerade med halterna i den urbana bakgrunden.

Halterna för den personliga exponeringen har för samtliga föroreningar minskat mellan 2002 och 2009. Halterna i urban bakgrund och vid trafikerad gata uppvisar samma tendens, förutom för formaldehyd som ökat vid den trafikerade gatan. Detta stämmer även överens med de mätningar som gjorts av Stockholms stad för kvävedioxid. Halterna i Stockholm är relativt lika de halter som uppmätts i övriga städer där studien gjorts, för kvävedioxid ligger Stockholm dock högt i relation till de andra städerna.

Tabell 17: Tabellen visar medelvärde (Medel 2009), ökad eller minskad halt sedan 2002 (Tendens från 2002), den personliga exponeringen i förhållande till den urbana bakgrunden (Jämförelse urban bakgrund), sambandet mellan den personliga exponeringen och den urbana bakgrunden (Tidsmässigt samband urban bakgrund) samt vilka faktorer som påverkar den personliga exponeringen (Faktorer som påverkar personlig exponering).

↓ = Lägre halt ↑ = Högre halt ↔ = Samma nivå

* = Signifikant skillnad — = Inget tidsmässigt samband + = Signifikant tidsmässigt samband

^a Vid exkludering av extrem halt visades ett signifikant tidsmässigt samband

Sammanfattning - Personlig exponering					
Ämne	Medel 2009	Tendens från 2002	Jämförelse urban bakgrund	Tidsmässigt samband urban bakgrund	Faktorer som påverkar personlig exponering
1,3-butadien	0,45	↓*	↑	—	Fordonsavgaser, Vedeldning, cigarettrök, yrkesexponering
Bensen	2,5	↓*	↑	— ^a	Fordonsavgaser, Vedeldning, cigarettrök
Formaldehyd	11	↓	↑	—	Fordonsavgaser, Emissioner från textilier, vattenbaserad färg och gummi, cigarettrök, matlagning.
Kväveoxider	44	-	↑	+	Fordonsavgaser, Industri och värmeproduktion, eldning i öppen spis, gasspis
Kvävedioxid	15	↓*	↔	—	Se kväveoxider, samt fotokemiska reaktioner med ozon.
PM2.5	7,7	-	↑	—	Fordonsavgaser, Långväga lufttransport, vedeldning, matlagning, tända ljus, cigarettrök, sporer, pollen, dammsugning
Bens(a)pyren	43	↓*	↓	+	Fordonsavgaser, Långväga lufttransport, värmeproduktion, cigarettrök, matlagning
Oorganiskt kol	1,8	-	↔	—	Fordonsavgaser, Energiframställning, vedeldning, tända ljus
Organiskt kol	0,42	-	↔	—	Se oorganiskt kol

Metodutveckling

Liksom tidigare projekt har en sidostudie med dubbla provtagningar av 1,3-butadien och bensen som analyserats av två olika laboratorier utförts. Resultatet för denna studie är inte färdigställt och kommer att redovisas vid senare tillfälle.

Vid Umeå universitet har en fältvalidering av den passiva mätaren Ogawa diffusionsprovtagare för kväveoxider och kvävedioxid nu utförts (Hagenbjörk-Gustafsson et al. 2010) och i studien i Stockholm 2009 gjordes ett tillägg med analys och rapportering av kväveoxider (NO_x) som inte tidigare varit en del av studien. Sot (oorganiskt och organiskt kol) mättes även på filtren för $\text{PM}_{2.5}$ och PAH:er. Det vore intressant att fortsätta följa kväveoxider i kommande studier. Dels är kväveoxider ett mer direkt mått på halten avgaser, eftersom de till skillnad från kvävedioxid inte påverkas av ozonhalten. Kväveoxider var också den enda föroreningen i Stockholm 2009 vars personburna halter hade samband med halterna i urban bakgrund. Dessutom är nu Ogawas diffusionsprovtagare validerad i svenskt klimat. Halterna av oorganiskt kol och organiskt kol hade inte ett signifikant samband med den urbana bakgrunden, men medianhalterna och medelhalterna för bägge föroreningar överensstämde med median- och medelhalterna i urban bakgrund. Det vore därför även intressant att följa upp och fortsätta studera sot.

Resultaten för den personliga exponeringen av formaldehyd visar att de individuella halterna är väsentligt högre än halterna i urban bakgrund och vid trafikerad gata. I tidigare studier har det framkommit att den individuella exponeringen för formaldehyd till mycket stor del är ett inomhusmiljöproblem (Gustafson et al. 2007, IARC 3, Naturvårdverket 2004), vilket även verkar vara fallet i Stockholm 2009. Med detta i åtanke bör det diskuteras ifall formaldehyd även i fortsättningen ska ingå i projektet.

Referenser

Adar S. D., Kaufman J. D. *Cardiovascular Disease and Air Pollutants: Evaluating and Improving Epidemiological Data Implicating Traffic Exposure*. Inhalation Toxicology, 2007; 19(Suppl. 1):135–149

Andersson L., Westberg H., Bryngelsson I L., Lundholm C. *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Lindesberg 2005/2006*. Yrkes- och miljömedicinska kliniken Universitetssjukhuset i Örebro, 2006. Rapport till Naturvårdsverket (Dnr 231-842-05Mm).

Bergendorf U., Friman K., Tinnerberg H. *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft – Personlig exponering och bakgrundsmätningar i Malmö 2008*. Arbets- och miljömedicin Lund, 2010. Rapport till Naturvårdsverket (Dnr 233-7841-07Mm).

Boström CE., Gerde P., Hanberg A., Jernström B., Johansson C., Kyrklund T., Rannug A., Törnqvist M., Victorin K., Westerholm R. *Cancer Risk Assessment, Indicators, and Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air*. Environmental Health Perspectives, 2002; 110, suppl. 3: 451-488

Bruehlmann S., Forss A-M., Steffen D. Heeb N. V. *Benzene: A Secondary Pollutant Formed in the Three-Way Catalyst*. Environmental Science and Technology, 2005; 39(1): 331-338

Bruehlmann S., Novak P., Lienemann P., Trottmann M., Gfeller U., Zwicky C. N., Bommer B., Huber H., Wolfensberger M., Heeb N. V. *Three-way-catalyst induced benzene formation: A precursor study*. Applied Catalysis B: Environmental, 2007; 70: 276-283

Brunekreef B., Beelen R., Hoek G., Schouten L., Bausch-Goldbohm S., Fischer P., Armstrong B., Hughes E., Jerrett M., van den Brandt P. *Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution on Respiratory and Cardiovascular Mortality in the Netherlands: The NLCS-AIR Study*. Research report, Health Effects Institute, 2009: 139; 5-71

Chiang TA., Wu PF., Ko YC. *Identification of carcinogens in cooking oil fumes*. Environmental Research Section, 1999; 81 : 18-22

Diette G. B., McCormack M., Hansel N. N., Breysse P. N., Matsui E. C. *Environmental issues in managing asthma*. Respiratory Care, 2008; 53(5); 602-617

Europaparlamentets och rådets direktiv (1996/62/EG) om utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten.

Europaparlamentets och rådets direktiv 1999/30/EG om gränsvärden för svaveldioxid, kvävedioxid och kväveoxider, partiklar och bly i luften.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/69/EG om gränsvärden för bensen och koloxid i luften

Europaparlamentets och rådets direktiv (2002/3/EG) om ozon i luften.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2004/107/EG om arsenik, kadmium, kvicksilver, nickel och polycykliska aromatiska kolväten i luften.

Europaparlamentets och rådets direktiv (2008/50/EG) om luftkvalitet och renare luft i Europa

Finnberg N., Gustavsson P., Högberg J., Johanson G., Sällsten G., Warholm M., Victorin K., 2004. *Kortfattad riskbedömning av 1,3-butadien*. IMM-rapport 1/2004

Fransson-Steen R., Ljungquist S., Victorin K. 1994. *Uppdaterad hälsoriskbedömning av bensen*. IMM-rapport 3/94

Förordning (2001:527) om miljökvalitetsnormer för utomhusluft.

Gustafson P., Barregard L., Strandberg B., Sällsten G. *The impact of domestic wood burning on personal, indoor and outdoor levels of 1,3-butadiene, benzene, formaldehyde and acetaldehyde*. Journal of Environmental Monitoring, 2007; 9: 23-32

Gustafson P., Östman C., Sällsten G. *Indoor levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without wood burning for heating*. Environmental Science and Technology, 2008; 42: 5074-5080

Götschi T., Oglesby L., Mathys P., Monn C., Manalis N., Koistinen K., Jantunen M., Hänninen O., Polanska L., Künzli N. *Comparison of black smoke and PM_{2.5} levels in indoor and outdoor environments of four European cities*. Environmental Science and Technology, 2002; 36: 1191-1197

Hagenbjörk-Gustafsson A., Modig L., Forsberg B. *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft Personlig exponering och bakgrundsmätningar i Umeå 2007*. Yrkes- och miljömedicin, Umeå Universitet, 2008. Rapport till Naturvårdsverket (Dnr 721-1522-07Mm)

Hagenbjörk-Gustafsson A., Tornevi A., Forsberg B., Eriksson K. *Field validation of the Ogawa diffusive sampler for NO₂ and NO_x in a cold climate*. Journal of Environmental Monitoring, 2010; 12(6): 1315-1324.

Han X., Naeher L. P. *A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world*. Environment International, 2006; 32: 106-120

Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., van den Brandt P. A. *Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study*. Lancet 2002; 360: 1203–09.

Horton A., Murray F., Bulsara M. Hinwood A., Farrar D. *Personal monitoring of benzene in Perth, Western Australia: The contribution of sources to non-industrial personal exposure*. Atmospheric Environment, 2006; 40: 2596-2606

IARC 1: International Agency for Research on Cancer Monographs volume 97, 1,3-butadien.

IARC 2: International Agency for Research on Cancer, IARC, Supplement 7, benzene.

IARC 3: International Agency for Research on Cancer, IARC, Monographs volume 88, formaldehyde.

IARC 4: International Agency for Research on Cancer, IARC, Monographs volume 35 Polynuclear Aromatic Compounds, Part 4, Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soots

IARC 5: International Agency for Research on Cancer, IARC, Supplement 7, soot

IARC 6: International Agency for Research on Cancer, IARC, Monographs volume 92 Polycyclic aromatic hydrocarbons

Irigaray P., Newby J.A., Clapp R., Hardell L., Howard V., Montagnier L., Epstein S., Belpomme D. *Lifestyle-related factors and environmental agents causing cancer: An overview*. Biomedicine & Pharmacotherapy, 2007; 61: 640-658

Jędrychowski W., Pac A., Choi H., Jacek R., Sochacka-Tatara E., Dumyahn T. S., Spengler J. D., Camann D. E., Perera F. P. *Personal exposure to fine particles and benzo(a)pyrene. Relation with indoor and outdoor concentrations of these pollutants in Kraków*. International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, 2007; 20(4): 339-348

Johannesson S., Mattsson C., Bergemalm-Rynell K., Strandberg B., Sällsten, G. *Personburen exponering för organiska ämnen och partiklar kopplad till stationära mätningar i Göteborg 2006*. Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum, Arbets- och miljömedicin, 2008.

Kemikalieinspektionen

http://www.kemi.se/templates/Page_4733.aspx
2010-01-26

Kim Y. M., Harrad S., Harrison R. M. *Concentrations and sources of VOCs in urban domestic and public microenvironments*. Environmental Science and Technology, 2001; 35: 997-1004

Kingham S., Briggs D., Elliott P., Fischer P., Lebreton E. *Spatial variations in the concentrations of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England*. Atmospheric Environment, 2000; 34: 905-916

Lag (2001:1080) om motorfordons avgasrening och motorbränslen.

Levy J.I., Lee K., Sprengler J.D., Yanagisawa Y. *Impact of residential nitrogen dioxide exposure on personal exposure: an international study*. Journal of the air and waste management association, 1998; 48: 553-560

Li CS., Ro YS. *Indoor characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere of Taipei*. Atmospheric Environment, 2000; 34: 611-620

Miljöbalken (1998:808) 5 kap, Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsförvaltning.

Naturvårdsverket, Rapport 5210, 2002. *Underlags rapport till "Förslag till miljökvalitetsnorm för bensen och koloxid"*.

Naturvårdsverket, 2004. Rapport 5399. *Formaldehyd – en kunskapssammansättning och riskbedömning*. ISBN: 91-620-5399-X

Naturvårdsverket, 2005. Rapport 5519. *Kvävedioxid och ozon i tätortsluften – halternas samspel och konsekvenser för hälsan*. ISBN: 91-620-5519-4

Naturvårdsverket, 2007. Rapport 5765. *Frisk luft – underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. ISBN: 91-620-5765-7.pdf

Naturvårdsverket, 2008. *Cancerframkallande ämnen i tätortsluft, personlig exponering och bakgrundmätningar*. Version x 2008-08-08

Naturvårdsverket, 2009. *Miljömålen i halvtid – de facto 2009*
ISBN: 978-91-620-1272-491-620-1272-4

Naumova Y. Y., Eisenreich S. J., Turpin B. J., Weisel C. P., Morandi M. T., Colome S. D., Totten L. A., Stock T. H., Winer A. M., Alimokhtari S., Kwon J., Shendell D., Jones J., Maberti S., Wall S. J. *Polycyclic aromatic hydrocarbons in the indoor and outdoor air of three cities in the US*. Environmental Science and Technology, 2002; 36: 2552-2559

Ogawa USA

High-Quality Passive Sampling of NO-NO_x, NO₂, SO₂, O₃ and NH₃ in Indoor or Outdoor Environments. PDF-dokument.

www.ogawausa.com/ 2009-12-15

Polichetti G., Cocco S., Spinali A., Trimarco V., Nunziata A.. *Effects of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁) on the cardiovascular system*. Toxicology, 2009; 261: 1-8

Sunesson AL., Sundgren M., Levin JO., Ljungkvist G., Standberg B. *Laboratorie- och fältvalidering av metoder för mätning av bensen med diffusionsprovtagning och automatisk termisk desorption: rapport till Naturvårdsverket*. Arbetslivsinstitutet Umeå, 2004.

Svenska Petroleum Institutet (SPI), Muntlig källa: Ebba Tamm, 2010-03-30

Statistiska Centralbyrån (SCB). *Folkmängden den 1 november 2009 efter region, ålder, kön och tid*.

www.scb.se 2010-02-17

Stockholms och Uppsaläläns luftvårdsförbund (SLB), 2007. *Hälsoeffekter av partiklar – tilläggsprogram 2006*.

Sørensen M., Loft S., Andersen H. V., Raaschou-Nielsen O., Skovgaard L. T., Knudsen L. E., Nielsen I. V., Hertel O. *Personal exposure to PM_{2.5} black smoke and NO₂ in Copenhagen: relationship to bedroom and outdoor concentrations covering seasonal variation*. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 2005; 15: 413-422

Transportstyrelsen

<http://www.transportstyrelsen.se/sv/Vag/Trangselskatt/Statistik-trangselskatt/>
2010-04-01

Victorin K., 1998. *Risk assessment of carcinogenic air pollutants*. IMM-rapport 1/98.

Watson A. Y., Valberg P. A. *Carbon black and soot: two different substances*. American Industrial Hygiene Association Journal, 2001; 62: 218-228

Williams P. R.D., Cushing C. A., Sheehan P. J. *Data Available for Evaluating the Risks and Benefits of MTBE and Ethanol as Alternative Fuel Oxygenates*. Risk Analysis, 2003; 23(5): 1085-1115

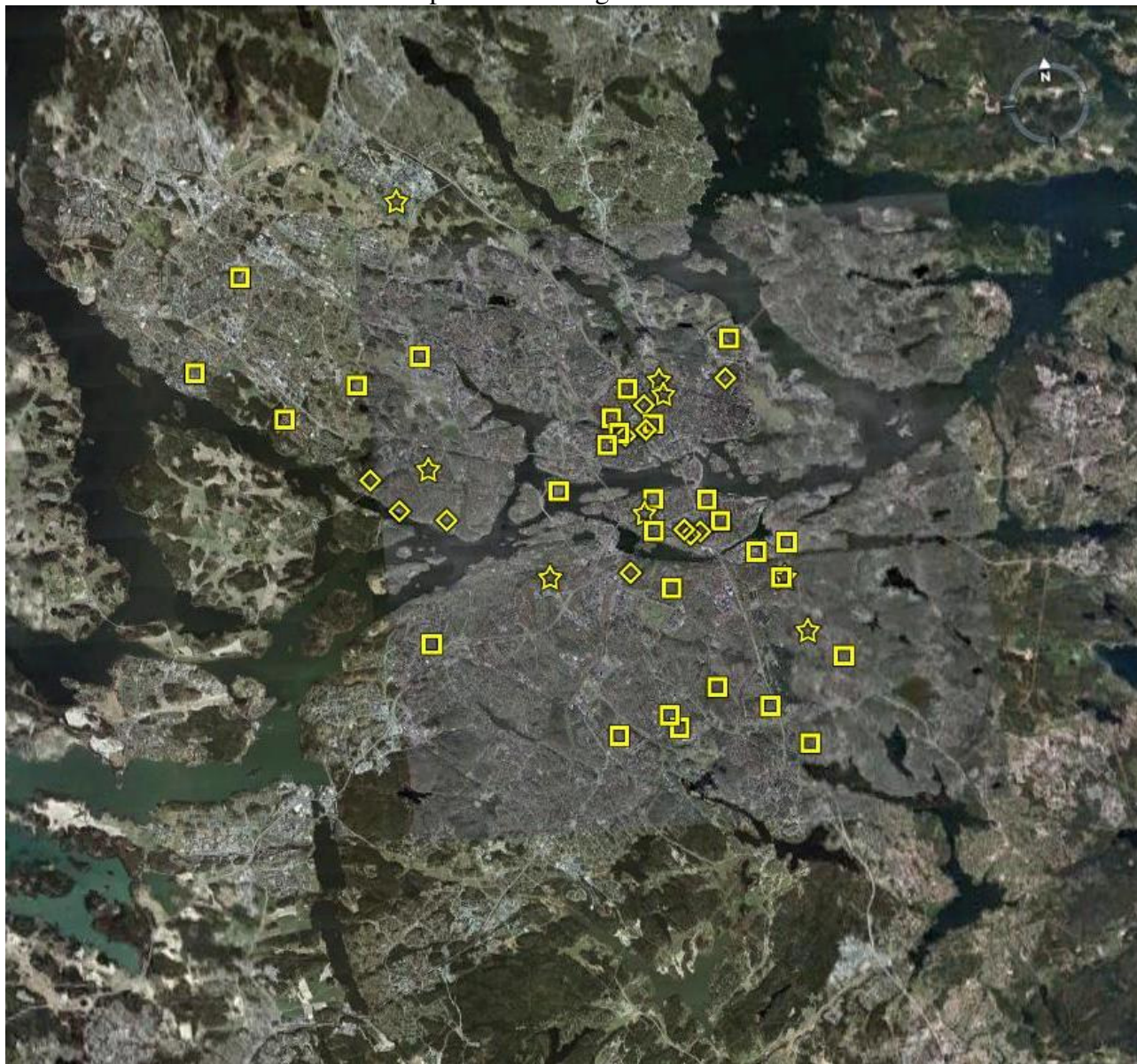
Winebrake J. J., He D., Wang M. Q. *Fuel-Cycle Emissions for Conventional and Alternative Fuel Vehicles: An Assessment of Air Toxics*. U.S. Department of Energy, Center for Transportation Research. 2000, <http://www.transportation.anl.gov/pdfs/TA/137.pdf> 2010-04-01

Winebrake J.J., Wang M. Q, He D. *Toxic Emissions from Mobile Sources: a Total Fuel-Cycle Analysis for Conventional and Alternative Fuel Vehicles*. Journal of the Air and Waste Management Association, 2001; 51: 1073-1086

Zhu L., Wang J. *Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons pollution in kitchen air, China*. Chemosphere, 2003; 50: 611-618

Bilaga 1

Kartan visar fördelningen av deltagarna i studien över Stockholms stad. Kvadraterna är slumpmässigt utvalda deltagare, de sneda kvadraterna representerar de deltagare som även haft provtagning av partiklar med pump i sin bostad. Stjärnorna är deltagare rekryterade på Karolinska Institutet som endast haft partikelmätning.



Bilaga 2

Brev utskick



**Karolinska
Institutet**

Stockholm den 3 september 2009

Hälso- och miljöintresserade Stockholmsbor sökes!

Spännande undersökning om Din personliga omgivningsmiljö

Vill Du hjälpa oss att ta reda på vad luften vi andas innehåller? Institutet för Miljömedicin vid Karolinska Institutet genomför ett forskningsprojekt där vi undersöker halter av luftföroreningar i vår omgivning. För att kunna utföra detta behöver vi ett antal slumpmässigt utvalda försökspersoner i Stockholms stad. Du är en av de utvalda*.

Miljöundersökningen är ett samarbete mellan Miljömedicinska enheter i Stockholm, Göteborg, Umeå, Örebro och Malmö och utförs på uppdrag av Naturvårdsverket. Samma studie gjordes senast i Stockholm år 2002 och vi vill nu undersöka om luften har blivit bättre eller sämre sedan dess.

Vi vänder oss till Dig med förhoppning om att Du vill delta i undersökningen!

I bifogat informationsblad får Du utförligare information om studien. Hör av Dig så fort som möjligt till oss via det bifogade svarskuvertet, telefon eller e-post om Du vill delta i studien. Ange namn och telefonnummer där vi kan nå Dig på dagtid.

Har vi inte hört av Dig inom någon vecka efter detta utskick, försöker vi kontakta Dig per telefon.

Deltagare ersätts med **1500-3500 kr**, beroende på insatsens omfattning, efter genomförd mätning.

Vänliga hälsningar,

Anne-Sophie Merritt

Miljöhygieniker, med dr miljömedicin
Institutet för Miljömedicin
Karolinska Institutet
Telefon: 08-524 80049
E-post: anne-sophie.merritt@ki.se

Tom Bellander

Docent, enhetschef
Institutet för Miljömedicin
Karolinska Institutet
Telefon: 08-524 80003
E-post: tom.bellander@ki.se

**Adresskälla: SPAR, 171 94 Solna*

Information till deltagare i studien om luftföroreningar

Forskningsprojektet genomförs av Institutet för Miljömedicin vid Karolinska Institutet och pågår under perioden 28 september till 11 december 2009.

Bakgrund

Luftföroreningar kommer bland annat från bilavgaser och utsläpp från industrier, men bildas också vid förbränning av ved och tobak. Vi vill undersöka mängden av ett antal luftföroreningar* (NO₂, bensen, butadien, formaldehyd, PAH och partiklar) i Stockholm och jämföra med resultaten från Malmö, Göteborg, Umeå och Örebro, samt med den undersökning som gjordes i Stockholm 2002.

Mätningar av luftföroreningar görs ofta i taknivå. Risker för människor beror emellertid på vad man andas in, den *personliga exponeringen*, och riskvärderingar som underlag för eventuella gränsvärden eller riktvärden i utomhusmiljö bör så långt som möjligt baseras på denna personliga exponering.

**Vill du veta mer om luftföroreningar? Kontakta oss så skickar vi information!*

Undersökningsmetoder

Undersökningen går till så att vi dels gör luftmätningar hos 40 deltagare, dels mäter på två fasta platser i centrala Stockholm. Mätningen för varje deltagare pågår under en vecka (7 dygn).

Ur befolkningsregistret för Stockholms kommun har personer slumpmässigt valts ut. Du är en av dessa utvalda. Deltagarna får under en vecka bära tre små provtagare i ett band runt halsen (se bild). Provtagarna ska bäras hela tiden och placeras bredvid sängen under natten. Vid tillfällen då det är särskilt besvärligt att ha ett band runt halsen kan det hängas i närheten. Du får även fylla i en enkel dagbok om aktiviteter under veckan, exempelvis hur mycket Du vistats i hemmet och utomhus, i trafik och liknande samt besvara några frågor om bostaden och eventuella besvär som upplevts av luftföroreningar.



För att starta mätningen besöker vi Dig, antingen i hemmet eller på Din arbetsplats. Efter en vecka återkommer vi för att samla in provtagare och dagböcker. Hos 20 personer kommer vi även att utföra luftmätning med liten pump i vardagsrummet under 2 dygn.

För 20 av deltagarna kommer mätningen upprepas några veckor senare. Dessa deltagare slumpas ut bland dem som angett att de kan tänka sig att delta vid två tillfällen.

Ersättning

Deltagandet är frivilligt och Du har rätt att när som helst avbryta utan att ange något skäl för detta. Efter fullständigt genomförd mätning får Du ersättning för deltagandet med **1500 kr** för en mätvecka och **3000 kr** för två mätveckor. Vid mätning i hemmet utgår ytterligare ersättning med **500 kr**. Ersättningen är beskattningsbar.

Mätperioder

Följande mätperioder är preliminärt planerade för hela studien. Du kommer att delta under en (eller två) av dessa perioder. Vänligen meddela om någon period inte passar.

1. Måndag 28 september till måndag 5 oktober
2. Tisdag 6 oktober till tisdag 13 oktober
3. Onsdag 14 oktober till onsdag 21 oktober
4. Torsdag 22 oktober till torsdag 29 oktober
5. Måndag 2 november till måndag 9 november
6. Tisdag 10 november till tisdag 17 november
7. Onsdag 18 november till onsdag 25 november
8. Torsdag 26 november till torsdag 3 december
9. Fredag 4 december till fredag 11 december

Skulle ingen av perioderna fungera kan du kontakta oss ändå så försöker vi finna en lösning.

Vad händer med resultaten?

När resultaten är klara får Du reda på dina resultat per brev. I slutrapporten förekommer inga namn och inga enskilda individer kan spåras.

Om Du har några frågor eller vill veta mer om projektet innan Du tar ställning till att delta är Du välkommen att kontakta någon av oss. Namn, telefonnummer och e-postadress finner Du nedan.

Anne-Sophie Merritt

Telefon: 08-524 80049

E-post: anne-sophie.merritt@ki.se

Mine Yazar och Sara Nilsson

Telefon: 08-524 80032, 0739-478148

E-post: mine.yazar@ki.se, sara.nilsson@ki.se

Svarsbrev

Institutet för miljömedicins luftundersökning 2009

Namn

☐ Ja, jag vill delta i studien

☐ En mätvecka

☐ Två mätveckor

Kontaktuppgifter:

Telefonnummer: _____ Lämplig tid: _____

E-postadress: _____

Mätperiod som inte passar (1-9): _____

☐ Jag behöver veta mer för att ta ställning, kontakta mig per telefon

Telefonnummer: _____ Lämplig tid: _____

☐ Nej, jag vill inte delta i studien

Orsak (frivillig uppgift): _____

Lägg svarsbrevet i bifogat, frankerat svarskuvertet och skicka så snart Du har möjlighet. Det går också bra att anmäla intresse via e-post (anne-sophie.merritt@ki.se) eller telefon (08-524 80049, 0739-478148).

Bilaga 3

Utskick efter avslutad studie



**Karolinska
Institutet**

Stockholm den 1 december 2009

Luftföroreningsstudie avslutad

Institutet för Miljömedicin vid Karolinska Institutet har under hösten genomfört ett forskningsprojekt om luftföroreningar i Stockholms stad för att undersöka halterna av de luftföroreningar vi utsätts för i vår vardag. Ett antal slumpvis utvalda personer inbjöds att delta och Du var en av dem vi kontaktat via brev eller telefon som vi inte kunnat nå för ett svar. Eftersom vi ska redovisa våra resultat till Naturvårdsverket och vill utvärdera projektet är vi nu intresserade av att få veta varför Du valde att inte vara med. Vi vore väldigt tacksamma om Du skickar in bifogad svarsblankett i bifogat svarskuvert (portofritt), skickar svar via e-post eller kontaktar oss per telefon. Ditt svar kommer självklart att behandlas anonymt.

Med vänligaste hälsningar,

Anne-Sophie Merritt, projektansvarig
Institutet för Miljömedicin
Institutet
Telefon: 08–524 80049
E-post: anne-sophie.merritt@ki.se

Mine Yazar
Institutet för Miljömedicin Karolinska
Karolinska Institutet
Telefon: 08 – 524 80032
E-post: mine.yazar@ki.se

Anledning till att jag valde att inte delta i studien:

☐ Bor inte i Stockholms stad

☐ Hade inte tid

☐ Är inte intresserad

☐ Vill ej uppge

☐ Andra upplysningar: _____

Bilaga 4

Allmänna frågor och Dagbok

Hämi-Id:

Datum: _____

Namn: _____

Adress: _____

Våningsplan: _____

Allmänna frågor:

1. Är Du rökare? Ja ☐ Nej ☐
2. Är någon annan i hushållet rökare? Ja ☐ Nej ☐
3. Är Du snusare? Ja ☐ Nej ☐
4. Hur bor Du? villa ☐ lägenhet ☐ radhus/parhus ☐

Reparationsår: _____ Ungefärligt byggår: _____

5. Antal boende i hushållet: _____

6. Uppvärmning av bostaden sker med fjärrvärme ☐

enbart oljepanna ☐

enbart elpanna ☐

enbart ved/pellets ☐

ej ☐

vet

kombination/övrigt _____

Är oljepanna eller ved/pelletspanna placerad inne i bostaden Ja ☐ Nej ☐

7. Finns det gasspis i Din bostad? Ja ☐ Nej ☐

8. Var arbetar/studerar Du i huvudsak?

Adress:

_____ Våningsplan _____
gata _____ nr _____ postnr _____ kommun _____

Adress 2:

_____ Våningsplan _____
gata _____ nr _____ postnr _____ kommun _____

Adress 3:

_____ Våningsplan _____
gata _____ nr _____ postnr _____ kommun _____

9. Yrke/studieinriktning: _____

10. Arbets/skoltider: _____

11. Färdmedel till arbete/skola _____

Pendling mellan orterna _____ och _____

12. Parkerar Du i garage som är inbyggt i ditt bostadshus? Ja ☐ Nej ☐

13. Finns det ingång från garaget till bostadshuset? Ja ☐
Nej ☐

14. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel inom arbetet/skolan?

Ja ☐ Nej ☐

15. Kommer Du i kontakt med motoravgaser/bensinångor eller lösningsmedel på din fritid?

Ja ☐ Nej ☐

16. Har Du de senaste tre månaderna känt dig besvårad av något av följande?

Ja, ofta (varje vecka) Ja, ibland
Nej, aldrig

- | | | | |
|-----------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| a) trafikbuller | ☐ | ☐ | ☐ |
| b) bilavgaser | ☐ | ☐ | ☐ |

17. Hur ofta brukar Du vintertid uppleva luften som irriterande?

- | | | | |
|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | aldrig eller | dagligen eller | ibland eller |
| | nästan aldrig | nästan dagligen | periodvis |
| a) i ditt bostadsområde | ☐ | | ☐ |
| b) mitt i centrum | ☐ | ☐ | ☐ |

Vid frågor kontakta:

Anne-Sophie Merritt, Telefon: 08–524 800 49, E-post: anne-sophie.merritt@ki.se

Sara Nilsson, Telefon: 0739-47 81 48, E-post: sara.nilsson@ki.se

Mine Yazar, Telefon: 08-524 800 32, E-post: mine.yazar@ki.se

Hämi-Id: _____
 Namn: _____

Startdatum: _____ (dygn 0)

Adress: _____ Våningsplan _____

Start kl.	:								Stopp kl.	:
		<i>Dygn 0</i>	<i>Dygn 1</i>	<i>Dygn 2</i>	<i>Dygn 3</i>	<i>Dygn 4</i>	<i>Dygn 5</i>	<i>Dygn 6</i>	<i>Dygn 7</i>	
Tid i trafik										
Hur länge har Du vistats ute i trafik längs gator, vägar och trottoarer (i bil, buss, gående eller cyklande etc.)?		timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	
Tid inomhus										
Hur länge har Du vistats inomhus i bostäder ?		tim	tim	tim	tim	tim	tim	tim	tim	
Hur länge har Du vistats inomhus på arbetsplatser ?		tim	tim	tim	tim	tim	tim	tim	tim	
Hur länge har Du vistats inomhus i andra lokaler (t ex affärer, restauranter, nöjeslokaler etc.)?		timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	
Tid utomhus										
Hur länge har Du vistats utomhus på arbetsplatser (andra än i trafiken – se fråga 1)?		tim	tim	tim	tim	tim	tim	tim	tim	
Hur länge har Du vistats utomhus annat än i trafik eller på arbetsplatser (t ex på gårdar, i natur osv)?		timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	
Summa (ska vara 24 timmar)										

Annan information							
Har Du under dygnet täckt över provtagarna p.g.a. väder?	min	min	min	min	min	min	min
Har Du vistats i ett rum där rökning förekom?	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin
Har du utfört någon speciell aktivitet under veckan där du tror dig ha utsatts för extra mycket föroreningar (målat, svetsat, lackerat etc)	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐
Har Du vistats i bostaden (egen eller annans) samtidigt som det eldats med ved/pellets ?	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin	timmin
Har Du tankat bensin (ej diesel) under dygnet?	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐
Har Du hanterat bensin vid andra tillfällen än tankning av bil?	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐
Har Du haft sovrumsfönstret öppet eller på glänt under natten?	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐
Har Du bott på en annan adress under dygnet än din bostad? Om ja, ange vilken på nästa sida.	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐	Ja ☐

Behöver endast fyllas i om Du något dygn under veckan sovit på annan adress än där Du normalt sover.

Antal nätter? _____

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Adress:

_____, _____, _____ Våningsplan _____
gata nr. postnr. kommun

Bilaga 5

Dagbok – pump

Hämi-Id:

Startdatum: _____
(dygn 0)

Namn: _____

Adress: _____ Våringsplan _____

Start kl.	:	Stopp kl.	:
	<i>Dygn 0</i>	<i>Dygn 1</i>	<i>Dygn 2</i>
Har Du dammsugit i Din bostad?	tim	tim	
Finns centraldammsugare ? Ja ☐	min	min	
Hur länge har någon/några vistats inomhus i Din bostad?	tim	tim	
Hur länge har någon/några vistats i Ditt vardagsrum ?	tim	tim	
Har det eldats stearinljus i Din bostad?	tim	tim	
	min	min	
Har Du stekt mat under dygnet?	tim	tim	
	min	min	
Har Du tvättat eller vikt tvätt ?	Ja ☐	Ja ☐	
Har något husdjur vistats i Din bostad? Om ja, ange vilket djur nedan.	Ja ☐	Ja ☐	

Husdjur: _____

Bilaga 6

Tabeller och figurer

Tabell A1 Övriga polycykliska aromatiska kolväten: Tabellen redovisar antal (n) median, lägsta och högsta värde (min-max), medelvärde samt standardavvikelse (SD) för de stationära mätningarna av övriga PAH:er utom bens(a)pyren (pg/m³) i urban bakgrund. n=12

	(pg/m ³)	n	Median	Min-Max	Medel	SD
Bens(a)antracen		12	20	2,2-135	40	44
Krysen		12	44	8-233	79	82
Bens(b)flouraten		12	97	18-365	130	111
Bens(k)flouraten		12	100	21-365	142	122
Perylen		12	9	2,2-48	15	14
Indenol(1,2,3-c,d)pyren		12	116	24,-401	153	120
Dibens(a,h)antracen		12	11	2,2-35	15	14
Bens(g,h,i)perylene		12	112	32-323	141	102

Tabell A2: Tabellen redovisar sambanden mellan den personliga exponeringen för 1,3-butadien, bensen, formaldehyd, kvävedioxid samt kväveoxider och motsvarande halter på referensplatserna urban bakgrund (U) och trafikerad gata (T). Överst i kolumnerna redovisas r-värdet (rho) och underst redovisas p-värdet. Det fanns ett signifikant samband mellan deltagarnas halter av kväveoxider och halten i urban bakgrund (*). Då en extrem halt exkluderas ur analysen fanns ett signifikant samband för bensen i urban bakgrund (rho=0,77 p= 0,02) (*).

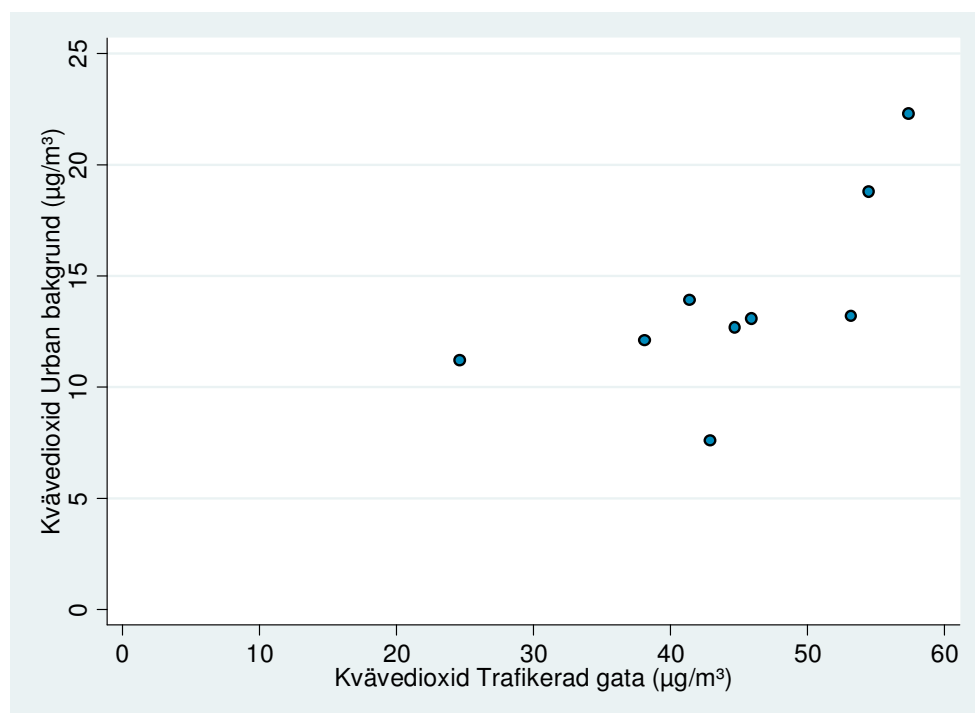
U= Urban bakgrund

T= Trafikerad gata

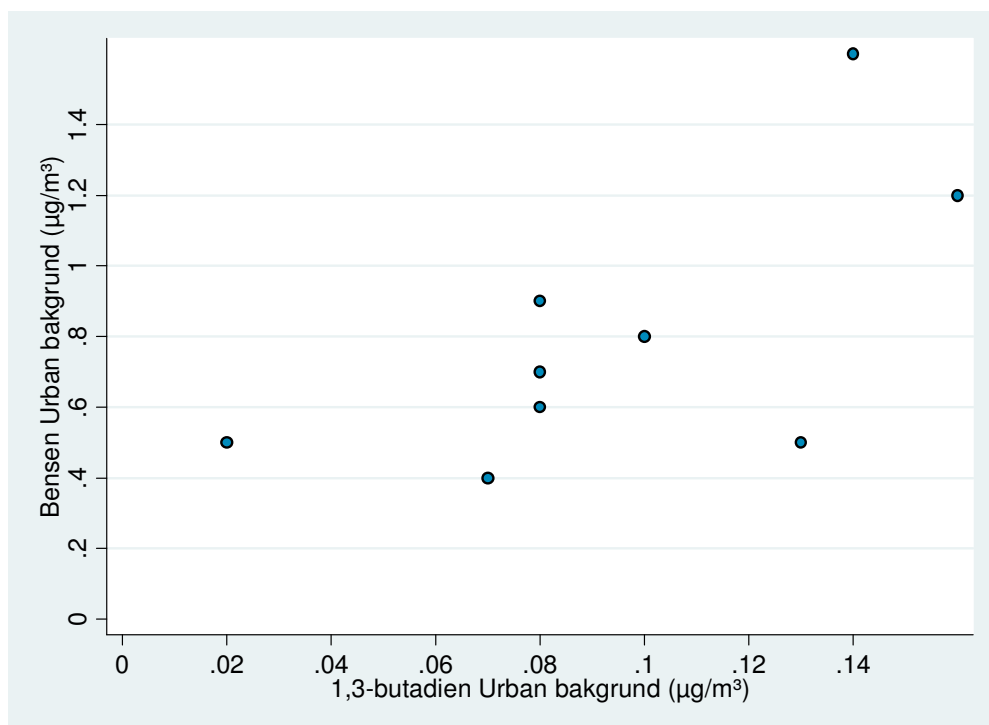
Referensplatser											
D E L T A G A R E	rho= p=	1,3-butadien		Bensen		Formaldehyd		Kvävedioxid		Kväveoxider	
		U	T	U	T	U	T	U	T	U	T
	1,3-butadien	0,094	-0,13								
		0,81	0,75								
	Bensen			0,66	0,19						
				0,055 st	0,63						
D E L T A G A R E	Formaldehyd					-0,017	-0,30				
						0,97	0,43				
	Kvävedioxid							0,27	0,5		
								0,49	0,17		
D E L T A G A R E	Kväveoxider									0,68	0,23
										0,042*	0,55

Tabell A3: Tabellen redovisar sambanden mellan inomhushalter av PM_{2.5}, oorganiskt kol, organiskt kol samt bens(a)pyren och motsvarande halter på den urbana bakgrundsplatsen. Överst i kolumnerna redovisas r-värdet (rho) och nederst redovisas p-värdet. Det fanns ett signifikant samband mellan inomhushalten av bens(a)pyren och halten i den urbana bakgrunden (*).

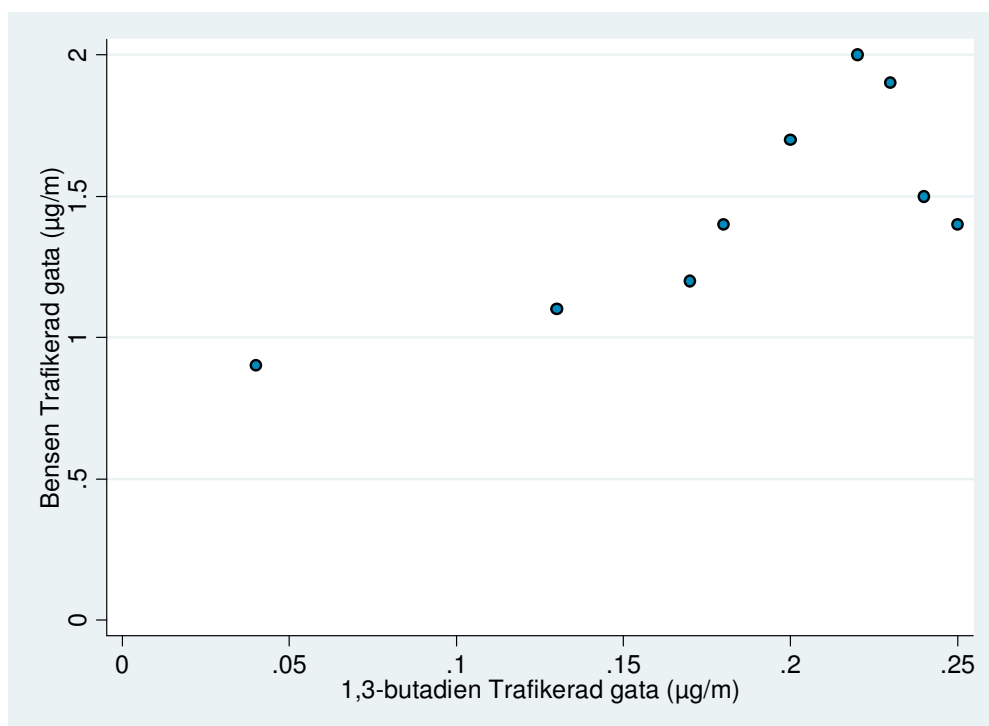
D E L T A G A R E	Urban bakgrund			
	rho= p=	PM _{2.5}	Oorganiskt kol	Organiskt kol
	PM _{2.5}	rho=0,25 p=0,29		
	Oorganiskt kol		rho=-0,0023 p=0,99	
	Organiskt kol			rho=0,0079 p=0,97
	Bens(a)pyren			rho=0,45 p=0,046*



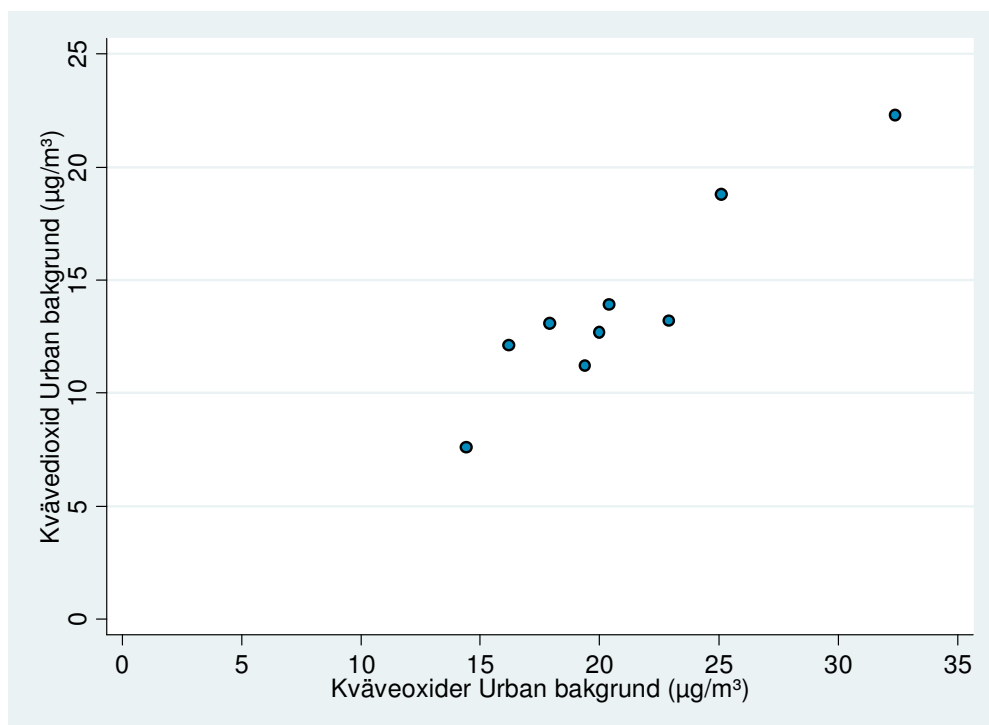
Figur A1: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av kvävedioxid i urban bakgrund och vid trafikerad gata. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,019$). $n=9$



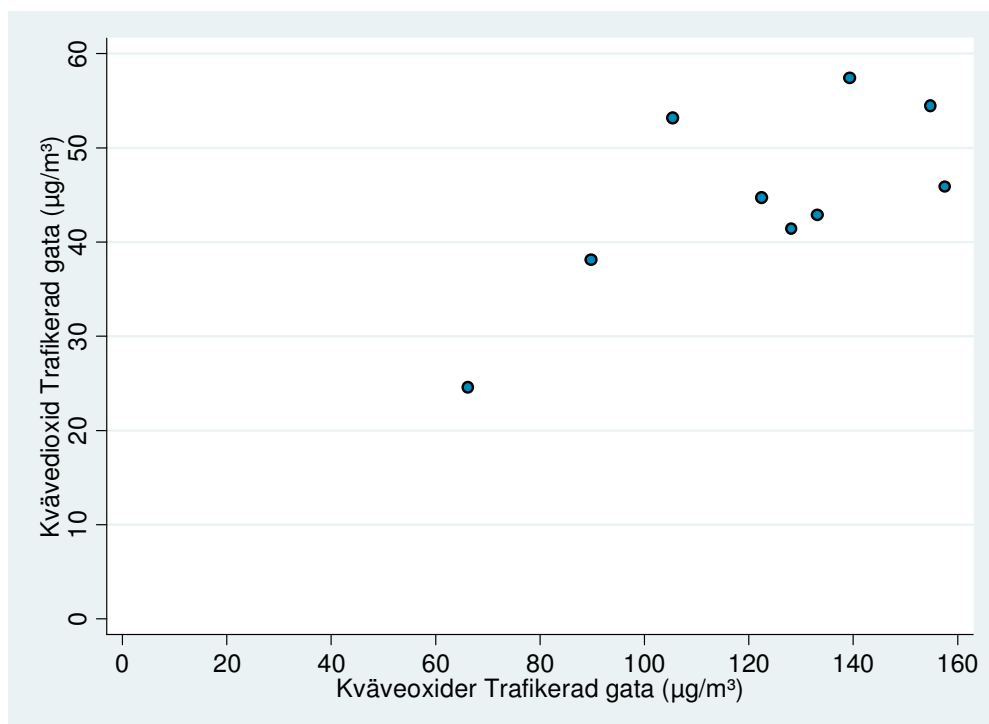
Figur A2: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av 1,3-butadien och bensen i urban bakgrund. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,037$). $n=9$



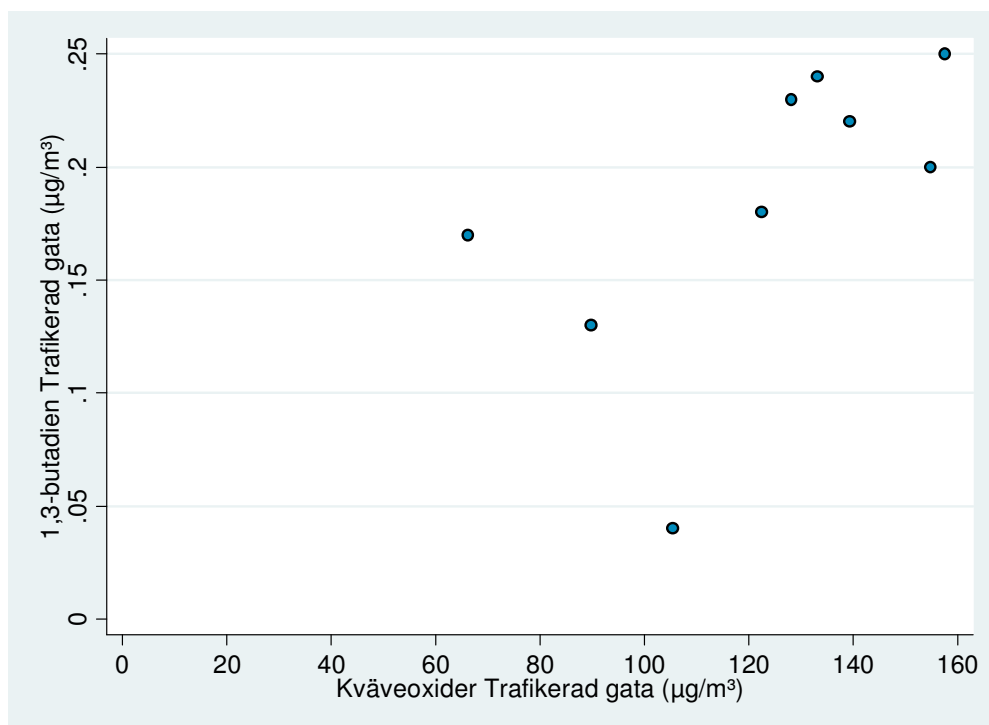
Figur A3: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av 1,3-butadien och bensen vid trafikerad gata. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,045$). $n=9$



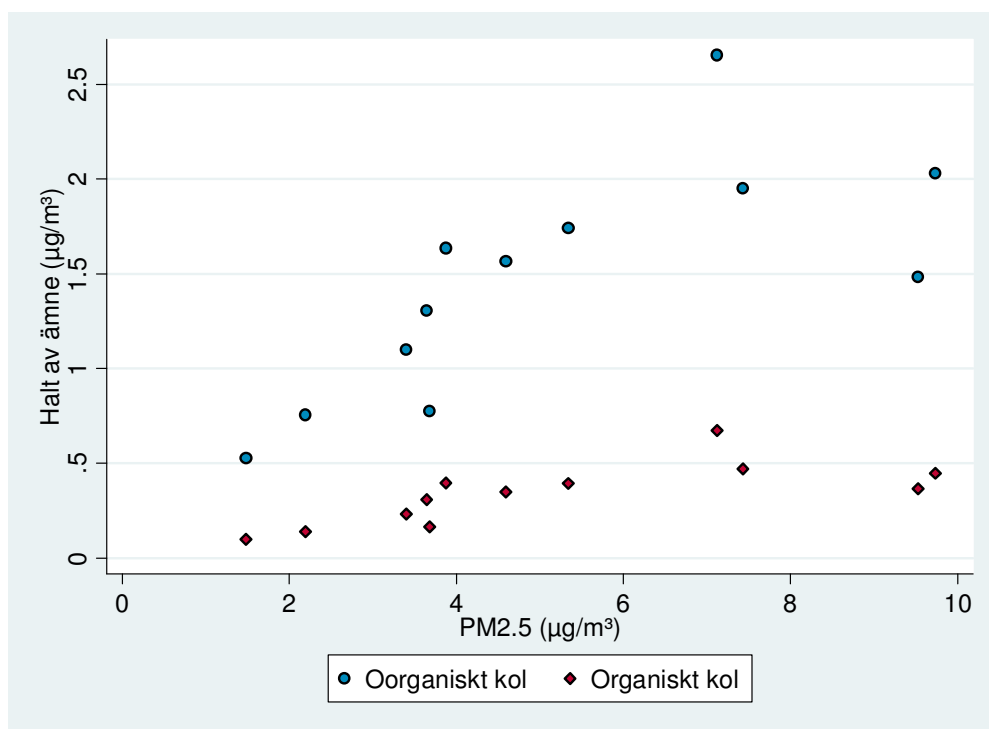
Figur A4: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av kväveoxider och kvävedioxid i urban bakgrund. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p < 0,001$). $n=9$



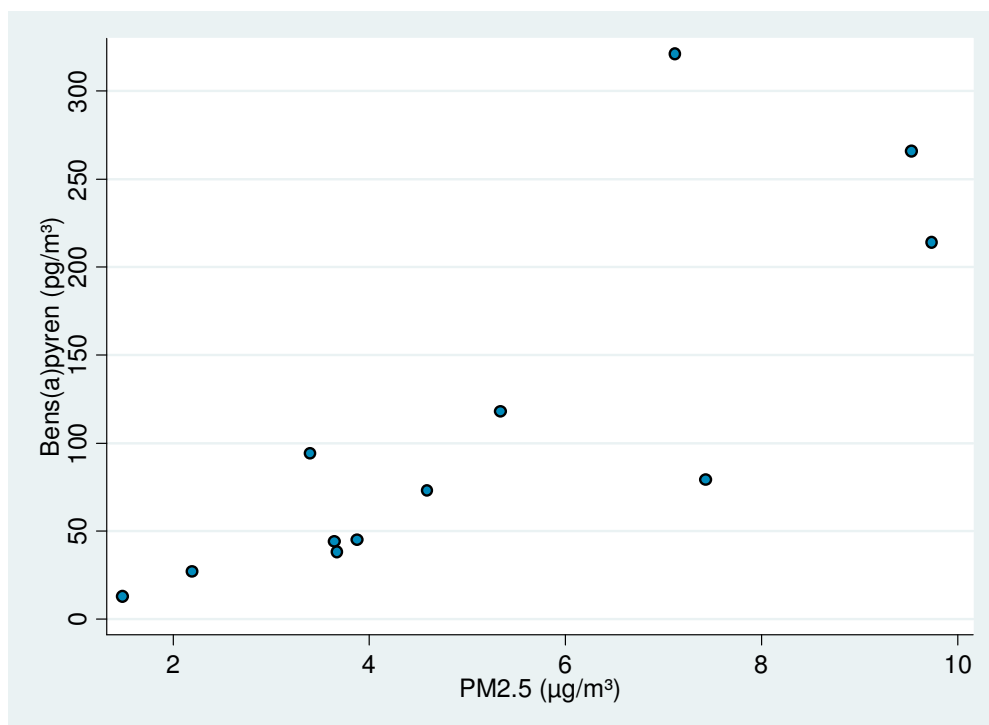
Figur A5: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av kväveoxider och kvävedioxid vid trafikerad gata. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,042$). $n=9$



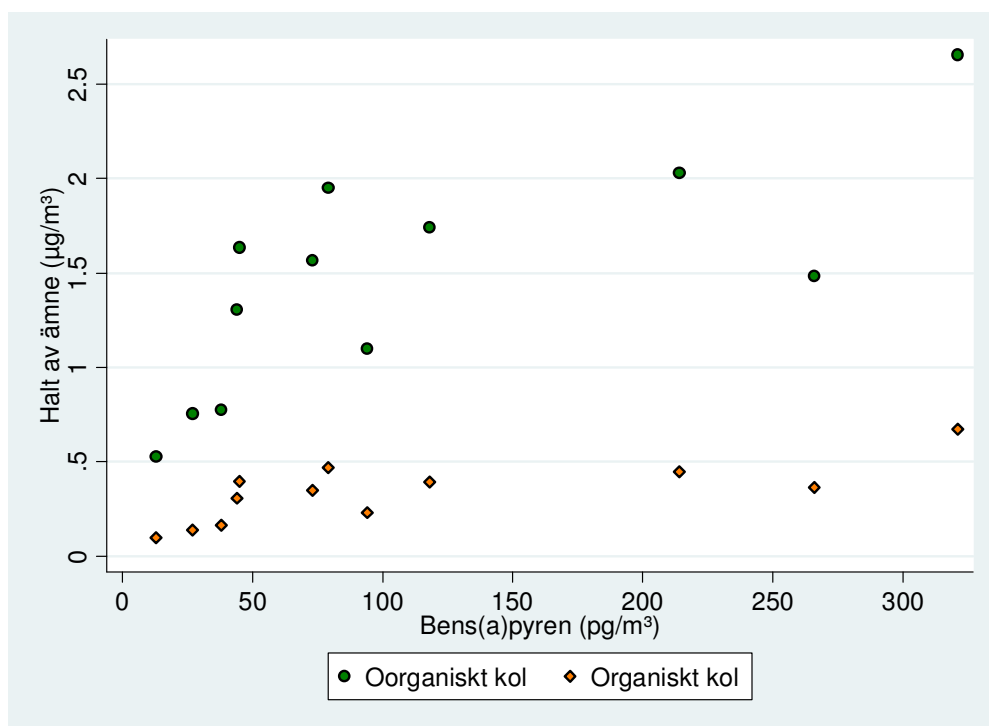
Figur A6: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av 1,3-butadein och kvävedioxid vid trafikerad gata. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,013$). $n=9$



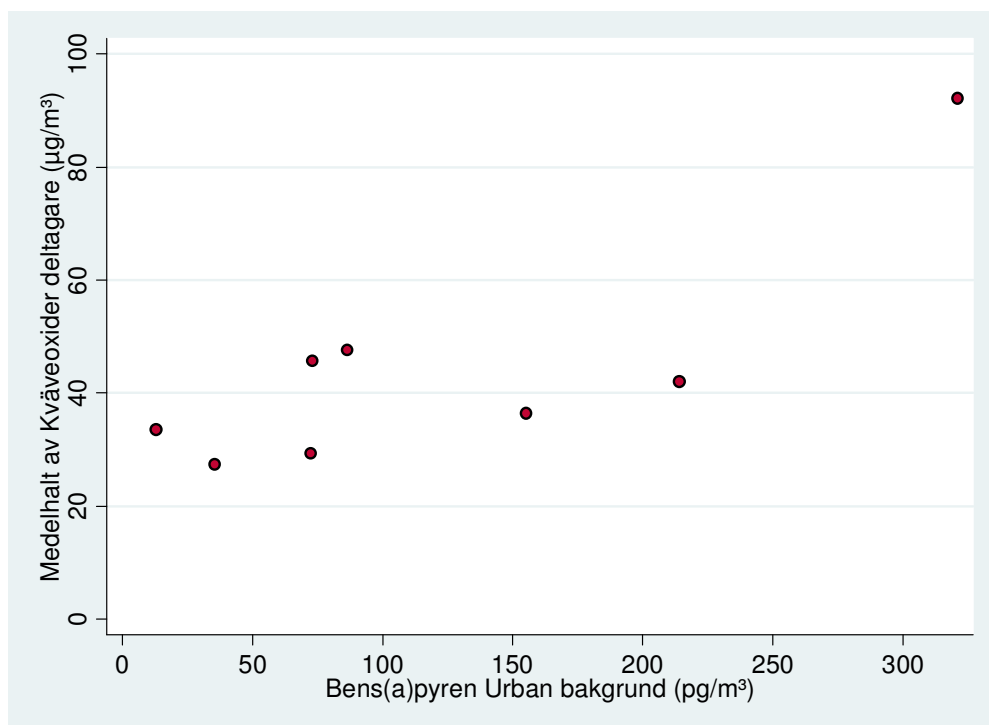
Figur A7: Diagrammet visar korrelationen mellan $PM_{2.5}$ och halterna av oorganiskt och organiskt kol i urban bakgrund. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p<0,001$). $n=12$



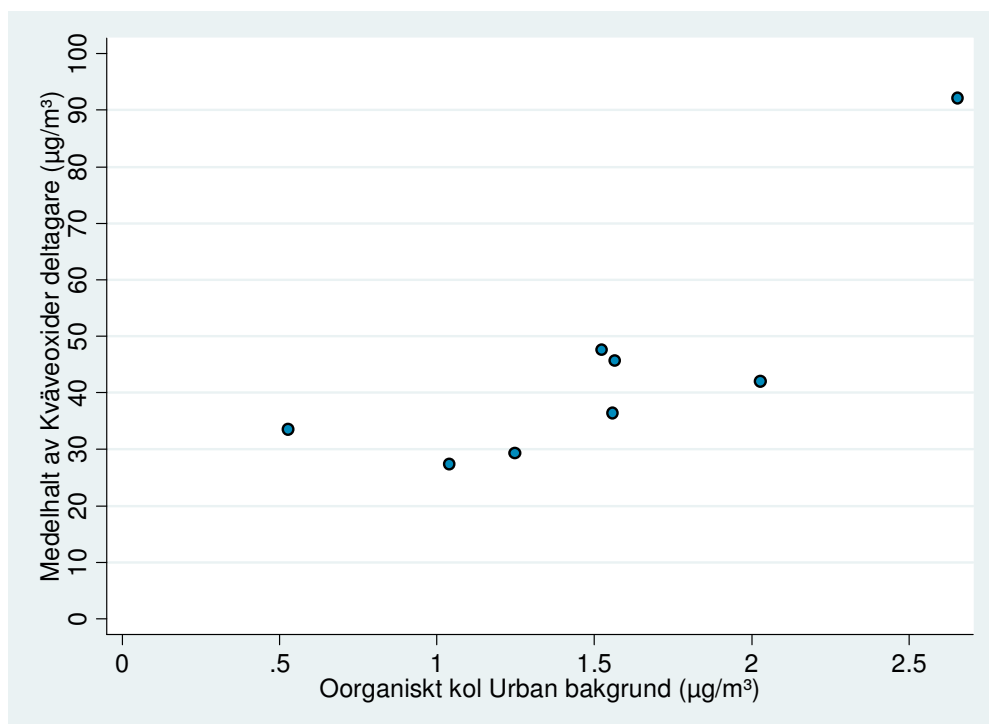
Figur A8: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av PM_{2.5} och halterna av bens(a)pyren i urban bakgrund. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,0014$). $n=12$



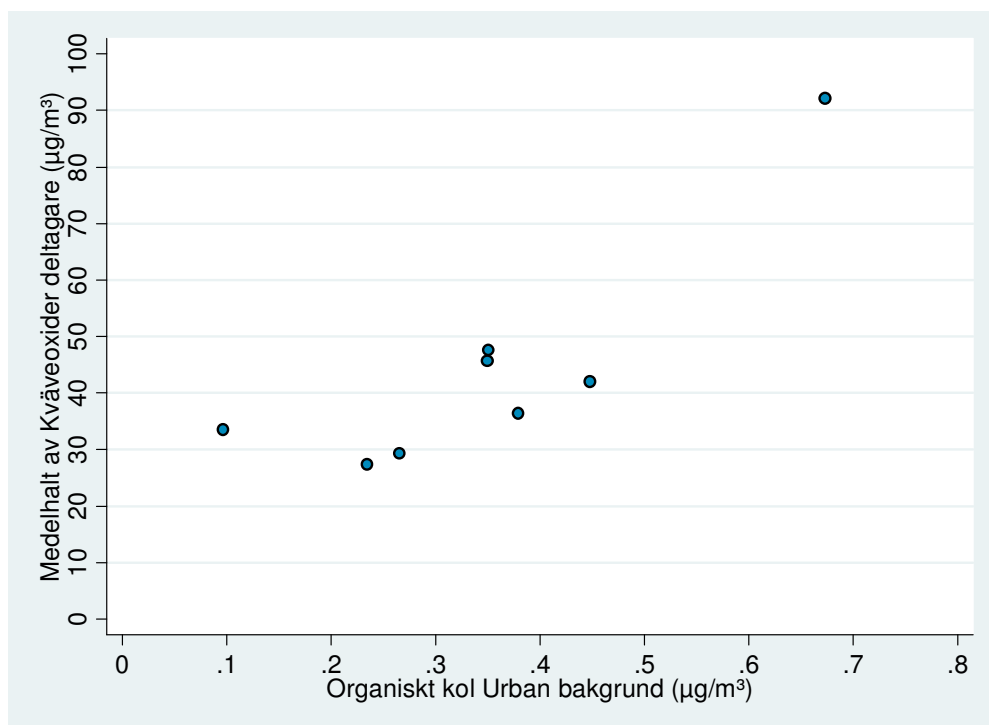
Figur A9: Diagrammet visar korrelationen mellan halterna av bens(a)pyren och halterna av oorganiskt och organiskt kol i urban bakgrund. Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,0026$, $p=0,0034$). $n=12$



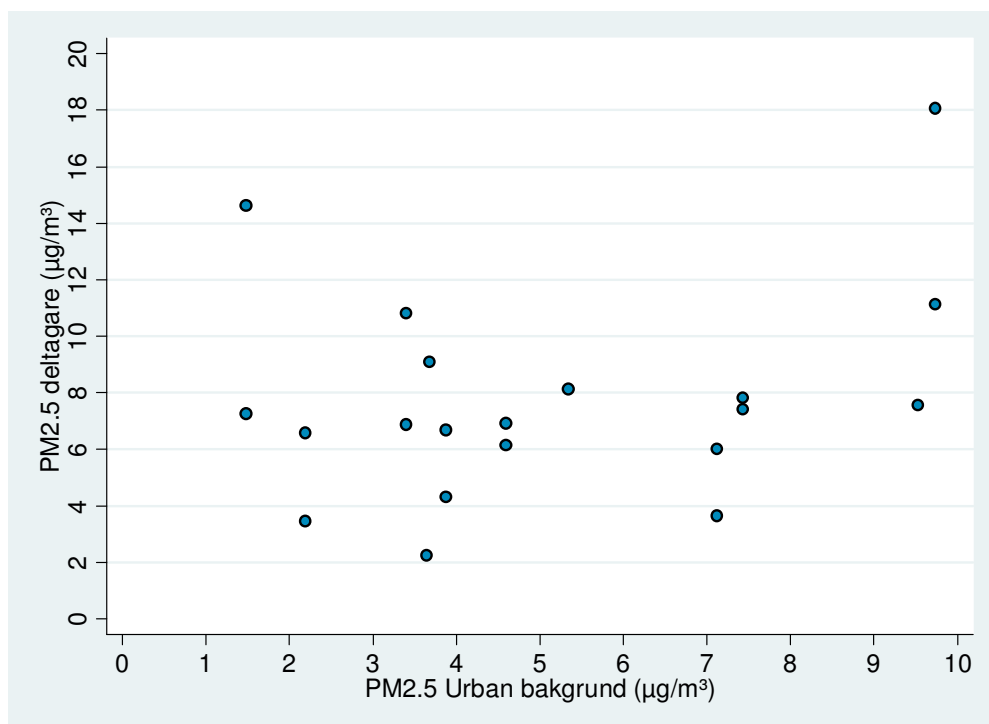
Figur A10: Diagrammet visar korrelationen mellan den personliga exponeringens medelhalter av kväveoxider ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) per mätvecka och halterna av bens(a)pyren (pg/m^3) motsvarande mätvecka i urban bakgrund (i fyra fall medelhalt av två provtagningar samma vecka). Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,037$). $n=8$



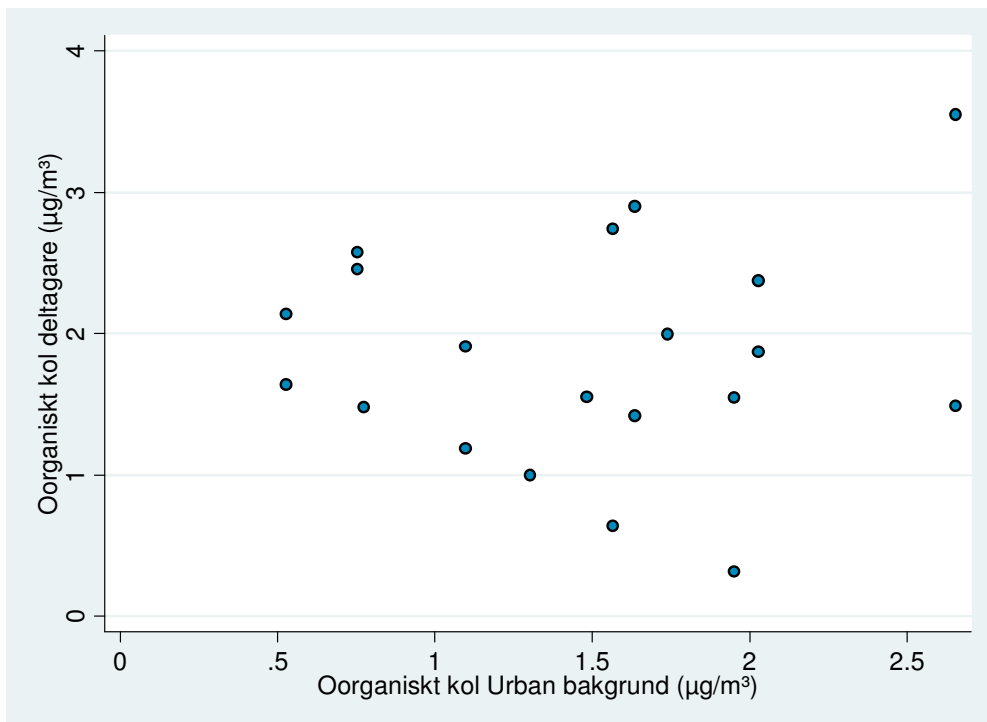
Figur A11: Diagrammet visar korrelationen mellan den personliga exponeringens medelhalter av kväveoxider per mätvecka och halterna av oorganiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) motsvarande mätvecka i urban bakgrund (i fyra fall medelhalt av två provtagningar samma vecka). Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,028$). $n=8$



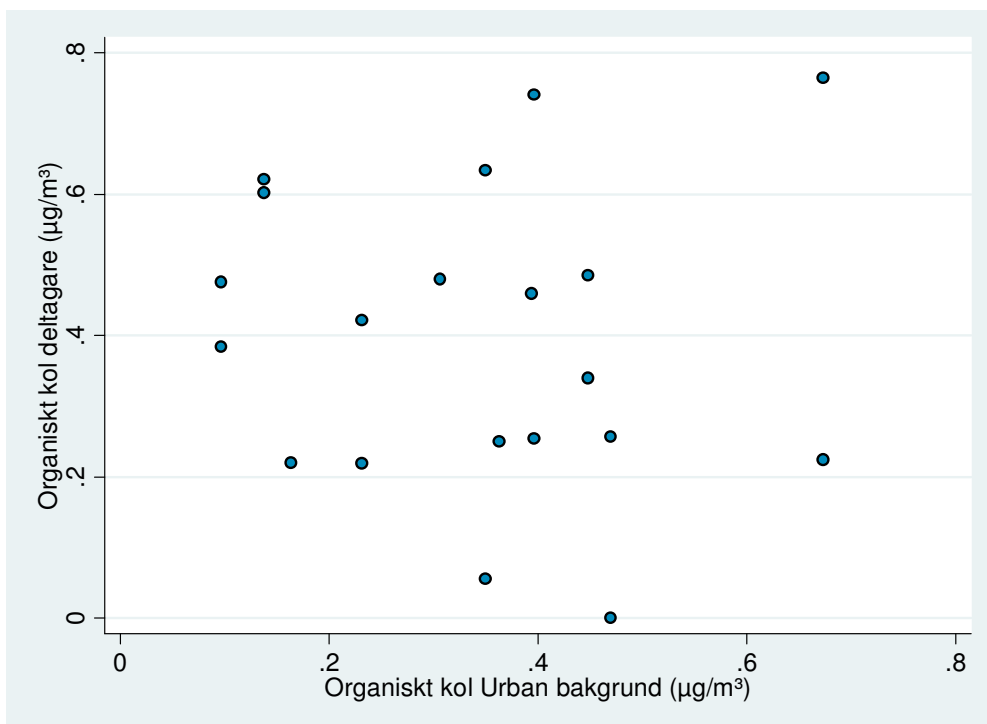
Figur A12: Diagrammet visar korrelationen mellan den personliga exponeringens medelhalter av kväveoxider per mätvecka och halterna av organiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) motsvarande i urban bakgrund (i fyra fall medelhalt av två provtagningar samma vecka). Det fanns ett signifikant samband mellan halterna ($p=0,036$). $n=8$



Figur A13: Diagrammet visar korrelationen mellan deltagarnas halter av $\text{PM}_{2.5}$ ($n=20$) och halterna av $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) motsvarade två dygn i urban bakgrund ($n=12$). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.



Figur A14: Diagrammet visar korrelationen mellan deltagarnas halter av oorganiskt kol (n=20) och halterna av oorganiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) motsvarade två dygn i urban bakgrund (n=12). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.



Figur A15: Diagrammet visar korrelationen mellan deltagarnas halter av organiskt kol (n=20) och halterna av organiskt kol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) motsvarade två dygn i urban bakgrund (n=12). En deltagare hade halter som ej var detekterbara (0 i figuren). Det fanns inget signifikant samband mellan halterna.

Bilaga 7

Personburna mätningar

	Median µg/m ³	Medel µg/m ³	min-max µg/m ³
Bensen			
Göteborg 2000	1,0	1,3	0,5-6,5
Umeå 2001	1,5	2,2	0,7-17
Stockholm 2002	2,8	3,4	1,3-16
Malmö 2003	1,7	2,5	0,8-14,4
Lindesberg 2005	1,6	3,2	0,9-22
Göteborg 2006	0,8	1,2	0,3-5,4
Umeå 2007	1,0	1,1	0,5-3,0
Malmö 2008	1,0	1,3	0,5-4,5
Stockholm 2009	1,3	2,5	0,7-41,0
1,3-butadien			
Göteborg 2000	-	-	-
Umeå 2001	0,4	0,6	0,2-2,1
Stockholm 2002	0,4	0,6	0,2-2,9
Malmö 2003	0,6	0,9	0,1-4,0
Lindesberg 2005	0,5	0,7	0,1-3,5
Göteborg 2006	0,1	0,2	0,02-0,6
Umeå 2007	0,3	0,6	0,07-4,4
Malmö 2008	0,4	0,7	0,06-4,3
Stockholm 2009	0,25	0,45	0,08-2,3
Formaldehyd			
Göteborg 2000	19	25	9-77
Umeå 2001	15	22	6-82

Stockholm 2002	12	13	6-25
Malmö 2003	16	16,3	7-33
Lindesberg 2005	27	27	7-64
Göteborg 2006	21	23	11-46
Umeå 2007	16	18	7-33
Malmö 2008	11	15	4-68
Stockholm 2009	10	11	1,1-30
Kvävedioxid NO₂			
Göteborg 2000	-	-	-
Umeå 2001	8,0	9,6	3-21
Stockholm 2002	17	18	7-32
Malmö 2003	13,4	15,5	0,1-49,3
Lindesberg 2005	5	8	1-45
Göteborg 2006	-	-	-
Umeå 2007	11	10	6-33
Malmö 2008	15	15	3-28
Stockholm 2009	15	15	3,6-44
Kväveoxider NO_x			
Stockholm 2009	36	44	11-148

	Median	Medel	min-max
B(a)p personburet (ng/m³)			
Göteborg 2000	0,07	0,09	0,03-0,26
Umeå 2001	0,08	-	<0,02-0,6
Stockholm 2002	0,09	-	0,03-0,75
Malmö 2003	0,17	-	0,05-0,4
B(a)P i PM_{2.5} Vardagsrum (ng/m³)			
Lindesberg 2005	0,076	0,12	0,01-0,75
Göteborg 2006	0,010	0,032	<0,005-0,34
Umeå 2007	0,0025	0,0067	<0,005-0,028
Malmö 2008	0,014	0,017	0,005-0,053
Stockholm 2009	0,025	0,043	0,009-0,215
PM 2.5 Vardagsrum (µg/m³)			
Lindesberg 2005	9,3	11	3,6-45
Göteborg 2006	7,3	9,7	3,2-45
Umeå 2007	1,9	2,5	0,5-12
Malmö 2008	5,8	5,8	2,0-12
Stockholm 2009	7,1	7,7	2,3-18
Oorganiskt kol Vardagsrum (µg/m³)			
Stockholm 2009	1,8	1,8	0,32-3,6
Organiskt kol Vardagsrum (µg/m³)			
Stockholm 2009	0,42	0,42	0,055-0,77

Bilaga 8

Stationära mätningar (bakgrundsmätningar)

	Gatunivå			Urban bakgrund		
	Median µg/m ³	Medel µg/m ³	min-max µg/m ³	Median µg/m ³	Medel µg/m ³	min-max µg/m ³
Bensen						
Göteborg 2000	1,1	-	0,9-1,6	1,1	-	0,9-1,5
Umeå 2001	1,6	2,1	0,2-4,6	0,8	1,0	0,04-2,2
Stockholm 2002	4,5(H) 1,2 (J)	4,81 (H) 1,3 (J)	3,9-7,0 (H) 0,8-1,9 (J)	1,4	1,7	1,2-2,4
Malmö 2003	2,0	2,2	1,8-3,0	1,0	1,1	0,9-1,7
Lindesberg 2005	0,4	0,8	0,3-2,1	0,4	0,7	0,2-1,8
Göteborg 2006	-	-	-	0,8	0,7	0,3-1,0
Umeå 2007	1,5	1,6	1,1-2,3	0,8	0,8	0,5-1,1
Malmö 2008	1,1	1,2	0,9-1,4	0,6	0,7	0,4-1,1
Stockholm 2009	1,4	1,5	0,9-2	0,7	0,8	0,4-1,6
1,3-butadien						
Göteborg 2000	-	-	-	-	-	-
Umeå 2001	0,4	0,35	0,03-0,6	0,14	0,12	0,01-0,2
Stockholm 2002	0,41 (H) 0,036 (J)	0,39 (H) 0,04 (J)	0,19-0,52 (H) 0,02-0,07 (J)	0,07	0,08	0,05-0,12
Malmö 2003	0,22	0,22	0,13-0,30	0,10	0,09	0,05-0,13
Lindesberg 2005	0,04	0,12	0,03-0,3	0,05	0,12	0,01-0,3
Göteborg 2006	-	-	-	<0,02	0,02	<0,02-0,09
Umeå 2007	0,14	0,16	0,05-0,39	0,06	0,07	0,02-0,22
Malmö 2008	0,12	0,11	0,05-0,17	0,05	0,05	0,01-0,07
Stockholm 2009	0,2	0,18	0,04-0,25	0,08	0,09	0,02-0,16
Formaldehyd						
Göteborg 2000	2,0	-	0,9-3,9	2,7	-	1,8-4,6

Umeå 2001	3,5	3,5	3,0-4,0	3,0	3,1	2-4
Stockholm 2002	3,2 (H) 1,8 (J)	3,5 (H) 1,8 (J)	2,3-5,5 (H) 1,5-2,2 (J)	2,5	2,3	1,5-3,0
Malmö 2003	3,0	2,8	2,0-3,0	3,0	2,6	2,0-3,0
Lindesberg 2005	3	2,6	2,6-3	2,0	2,2	1,0-3,0
Göteborg 2006	-	-	-	2,1	2,0	1,0-3,0
Umeå 2007	1,7	1,9	1,4-3,2	1,7	1,8	1,0-3,3
Malmö 2008	3,1	3,0	1,7-5,1	3,4	3,1	0,7-4,5
Stockholm 2009	2,8	5,4	1,9-25,0	2	2,3	0,6-3,9
Kvävedioxid NO₂						
Göteborg 2000	21	-	19-24	20	-	17-22
Umeå 2001	55	53	35-72	28	26	16-41
Stockholm 2002	71 (H) 10 (J)	74 (H) 10 (J)	52-106 (H) 5-18 (J)	21	24	16-41
Malmö 2003	42	42	34-49	25	26	22-30
Lindesberg 2005	10	10	7-13	7	6,5	4-8
Göteborg 2006	-	-	-	19	19	16-23
Umeå 2007	43	44	24-70	20	21	9,1-39
Malmö 2008	28	28	19-36	19	19	10-25
Stockholm 2009	45	45	24,6-57,4	13	14	7,6-22,3
Kväveoxider NO_x						
Stockholm 2009	128	122	66,2-157,6	20	21	14,4-32,4

H = Hornsgatan (Sthlm centrum)

J = Jägmästarvägen (10 km från centrum)

	Gatunivå			Urban bakgrund		
	Median	Medel	min-max	Median	Medel	min-max
B(a)P (ng/m³)						
Umeå 2001	0,3	0,29	0,06-0,49	0,07	0,1	0,02-0,3
Stockholm 2002	0,28 (H) 0,08 (J)	0,31 (H) 0,15 (J)	0,18-0,55 (H) 0,03-0,41 (J)	0,16	0,14	0,04-0,27
Malmö 2003	0,13	0,18	0,07-0,33	0,07	0,16	0,04-0,38
B(a)P i PM_{2.5} (ng/m³)						
Lindesberg 2005	0,29	0,29	0,08-0,48	0,31	0,30	0,08-0,45
Göteborg 2006	-	-	-	0,035	0,046	0,01-0,14
Umeå 2007	-	-	-	0,035	0,112	0,01-0,38
Malmö 2008	-	-	-	0,024	0,022	0,005-0,031
Stockholm 2009	-	-	-	0,056	0,111	0,013-0,321
PM 2.5 (µg/m³)						
Lindesberg 2005	9	13	5,8-23	9,7	13	5,9-23
Göteborg 2006	-	-	-	5,3	7,3	2,9-18
Umeå 2007	-	-	-	4,9	4,7	2,4-8,3
Malmö 2008	-	-	-	5,3	5,2	2,9-8,3
Stockholm 2009	-	-	-	4,2	5,2	1,5-9,7
Oorganiskt kol (µg/m³)						
Stockholm 2009	-	-	-	1,5	1,5	0,53-2,65
Organiskt kol (µg/m³)						
Stockholm 2009	-	-	-	0,36	0,34	0,097-0,67

H = Hornsgatan (Sthlm centrum)

J = Jägmästarvägen (10 km från centrum)

Institutet för miljömedicin
Box 210
171 77 Stockholm
<http://ki.se/IMM>